

生态系统管理

科学与社会问题

〔英〕E.马尔特比 等 编著

康乐 韩兴国 等译

ECOSYSTEM MANAGEMENT
QUESTIONS FOR SCIENCE AND SOCIETY

4



中科院植物所图书馆



S0000215

58.184
447

生态系统管理

——科学与社会问题

〔英〕E. 马尔特比 等编著

康 乐 韩兴国 等译

韩兴国 等校



科学出版社

北京

27504

内 容 简 介

本书是世界保护联盟(IUCN)下属的生态系统管理委员会(CEM)出版的科技报告。此报告是 CEM 于 1996~1997 年在大量咨询世界有关专家的基础上所形成的。本书内容涉及生态系统管理的理论和实践的原则,并通过有关的案例加以进一步阐述。

本书适合所有关心生物多样性保护和生态系统管理的科学家、管理者、咨询专家和高等院校师生参考阅读。

Ecosystem Management: Questions for Science and Society
Edward Maltby, Martin Holdgate, Mike Acreman, Antony Weir
Published by the Royal Holloway Institute for Environmental Research, Virginia Water, UK
Copyright © RHIER, CEM 1999

图书在版编目(CIP)数据

生态系统管理:科学与社会问题/[英] E. 马尔特比等编著;康乐等译.一北京:科学出版社,2003.3

ISBN 7-03-011069-2

I. 生… II. ①马… ②康… III. 生态系统-管理-研究
IV. Q147

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2003)第 001360 号

责任编辑:李 锋 彭克里 盖 宇 / 责任校对:钟 洋

责任印制:刘士平 / 封面设计:王 浩

科学出版社出版

北京东黄城根北街16号

邮政编码:100717

<http://www.sciencep.com>

源海印刷有限责任公司 印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

*

2003 年 3 月第 一 版 开本:A5 (890×1240)

2003 年 3 月第一次印刷 印张:6 1/4

印数:1—3 000 字数:179 000

定价:25.00 元

(如有印装质量问题,我社负责调换〈新欣〉)

Mary Sibthorp 生平

Mary Sibthorp 女士(1905～1991)是一位卓越的人士。尽管她以自学为主,但她杰出的才智使她掌握的知识比她自己承认的要多得多。在她二十几岁时受到了 Llandinam 的 Davies 勋爵,一个为和平和世界良好秩序而战的斗士的赏识。她与 Davies 勋爵在一起工作,同时也帮助他工作,直到他于 1944 年去世。之后,她继续为新联邦协会(New Commonwealth Society)工作。当 David Davies 国际问题研究所 1951 年成立时,她成为该研究所的助理秘书,随后任该研究所的所长,直到 1980 年退休。由于其活力和令人鼓舞的想像力,她对该研究所的工作产生了很大的影响。她最突出的特点是反对旧习,厌恶空想和敢于怀疑广为接受的学说。她最感兴趣的是明智地使用自然资源以及由此而产生的国际问题。

由于她的慷慨,她留下了遗嘱,并建议成立 Sibthorp 基金会,正是这个基金会资助了这次研讨会。如果我们对那些不适宜观点的评论越严厉,看问题越具前瞻性,也就能更好地完成她的愿望。

Hermann Bondi 教授、爵士、英国皇家学会会员

Sibthorp 基金会成员

1996 年 8 月于剑桥

中 文 版 序

生态系统管理对今天的中国而言是非常重要的,因为这是世界性的问题。对自然资源不断增长的压力意味着在自然保护和自然资源管理方面片面的方法总是不够的,为了使其更有效,决不能忽视人类的需求。寻求一种保护与开发目的间的平衡对于世界上每一个国家和地区都是至关重要的。这种平衡应尽可能用科学知识加以说明,同时在生态学上是适宜的。为了更综合和更广泛地应用保护方法,生态系统管理提供了一种政策和决策框架,在此情况下,人类的需求和愿望是这种平衡的一部分。

《生态系统管理——科学与社会问题》一书脱胎于 1996 年 6 月在伦敦召开的第一届 Sibthorp 研讨会。10 项生态系统管理 Sibthorp 原则曾是生物多样性公约下的生态系统方法的关键性贡献。生态系统方法现在是生物多样性公约中的主要框架行动。

生物多样性公约将继续促进本书中倡导的生态系统管理原则,使之不仅在生物多样性公约的过程中,而且将涉及更广泛的内容。生物多样性公约热烈欢迎中国保护组织的参与,同时也非常荣幸地考虑有此兴趣的专家申请成为该组织的成员。

我非常感谢本书的翻译使得世界范围的可行的管理经验可以为中国科学家和管理者提供更广泛的应用。

爱德华·马尔特比 (Edward Maltby)

环境和自然地理 教授

皇家浩鲁威环境研究所 所长

IUCN 委员会生态系统管理 主席

序

Mary Sibthorp 女士逝世于 1991 年,她将自己的遗产留给了 IUCN——世界保护联盟。遵照她的遗愿,IUCN 建立了一个慈善性的基金会,其主要目的是为了公共利益而促进自然和自然资源的保护。根据 Sibthorp 女士的愿望以及受委托人的意见,本基金的主要活动领域已经确定。本基金主要支持:

- 促进 IUCN 目标的实现,特别是在英国境内。
- 促进世界保护战略(IUCN 1980)和关爱地球(IUCN/UNEP/WWF 1991)目标的实现。
- 通过支持专题讨论会、研究组和出版物来促进关键性环境问题的研究。

Sibthorp 女士曾在 David Davies 国际问题研究所(David Davies Memorial Institute of International Studies)工作多年,并以此身份在召集该所相关的专家研究小组和发表他们的科学发现方面扮演着重要的角色。在她后期的一段时间,她对环境问题表现出极大的兴趣。因此,她希望由 IUCN 建立的这一基金会能够专门支持人类与自然环境相互关系的关键性问题的分析,为世界不同地区明智地和可持续地利用环境资源做出贡献。

Sibthorp 女士目光敏锐,看问题能切中要害,并相信对“已有智慧”(established wisdom)进行怀疑是重要的。本基金的董事从一开始就强调对他们所考察的问题使用挑战性方法的愿望。

第一届 Sibthorp 研讨会的主要目的是对新近生态学研究的发现进行评论,并考查这些研究使得对传统的保护措施进行彻底改造的必要性有多大。1996 年 6 月 21~22 日在皇家浩鲁威环境研究所(Royal Holloway Institute for Environmental Research)召开的第一届 Sibthorp 研讨会的文集报道了这次研讨会的主要成果。这次会议是由 Edward Maltby 教授组织,并得到了 Sibthorp 基金会的赞助。这个成果后来形成了 1996 年 10

月 17 日在加拿大蒙特利尔召开的第一届世界保护大会的重要文件。它们现在以更完善的形式作为我们对环境管理的持续讨论的贡献。

作为董事会的主席,我很高兴我们的工作能以此种方式为开端。我希望本书中的综述和论文都能促进世界保护团体的新思路。

Martin Holdgate 爵士
Sibthorp 基金董事会主席

1997 年 6 月于剑桥

前　　言

长期以来强调自然保护的经典生态学理论正在不断地受到质询。1994年在布宜诺斯艾利斯成立的世界保护联盟(IUCN)生态系统管理委员会(Commission on Ecosystem Management, CEM)正是顺应有关自然资源保护和管理的基本需求这一新的科学观念的反映。通过广泛的咨询过程而形成的1996~1997第一个战略规划是它的使命的具体结晶。

为进一步推动IUCN的使命,生态系统管理委员会(CEM)将竭力为自然的和已改变的生态系统管理的综合方法提供专家指导。生态系统管理委员会将把科学、社会和生态系统管理通过相关的三个途径联系起来:

- 通过收集最新的生态系统科学思想,对其进行精炼,同时以一种可理解的方式传播这种知识,以改进对生态系统管理的理解;
- 通过强调优先问题、新的发展、威胁、机会和实际主张,来说服以生态系统方法达到保护目的的有关政策决策者;
- 依靠协助“资金拥有者”,通过确定关键性问题和促进生态系统管理问题的解决,促进综合生态系统管理原则的实施。

第一届Sibthorp研讨会的目的主要有:

- (1) 挑战传统的生态学思想,开拓最新科学进展的相关性及其应用;
- (2) 评价对当前作为生态系统管理基础的生态学基础知识的认识;
- (3) 促进关键问题的有组织讨论;
- (4) 帮助IUCN在编撰以保护和资源利用为目的的生态系统综合管理程序手册的未来发展;
- (5) 对IUCN生态系统管理委员会的项目发展提供关键性的意见。

本书的文章主要来自Sibthorp研讨会的讨论稿,同时也包括一些在蒙特利尔召开的世界保护大会的一些额外材料,第一章的初稿在那次会议上广泛散发,以征求意见。它们代表了每个作者个人的意见,编者仅仅做了最小可能的修改。每篇论文最显著的要点和工作组会议的报告已被精炼成生态系统管理的10条原则。这一成果结晶形成了第一章的基础。

这些原则并不是第一次被详细阐述(见 Tensen and Bourgeron 1994 提出的例子),每一条也不是能割裂开来而独具特色,而是综合起来,共同为更好地把科学与保护联系起来的新思想提供一些贡献。本书并不打算形成一个有关于这一主题综合性的学术或实践性的论述,而是作为将来进一步讨论的起点。

预期的读者包括:将生态系统方法应用于生物多样性和自然资源问题的科学家和管理者,涉及保护对策的政府和非政府组织的政策制定者,特别是对应用生态系统方法解释生物多样性公约内涵的政策更为有用;对应用新的方法来达到更有效保护途径的问题感兴趣的大学生。书中引用的许多例子都是来自于讲英语的国家和地区。从更广泛的世界范围补充一些案例会更为有用,同时通过对 IUCN 为世界银行执行的 24 个野外项目的研究机构、技术和操作轮廓的分析,以保持这一良好的开端(Pirot and Meynell 1998)。

Edward Maltby 教授
皇家浩鲁威环境研究所所长
IUCN 生态系统管理委员会主席

致 谢

此次研讨会是由 Sibthorp 基金会、英国皇家浩鲁威大学 (Royal Holloway University) 和 IUCN 生态系统管理委员会 (CEM) 赞助的。

我们感谢 Sue Belbin 为第一届 Sibthorp 研讨会的组织和运转所作出的贡献。同时, 我们也感谢下列人员为本书文稿提出的补充意见, 他们是 Kenton Miller, Adrian Philips, Jean-Yves Pirot, Lesley Safford, Rogar Safford, Hugh Synge, Craig Turmer 和 Phil Wookey。

本书的出版费用是由 Sibthorp 基金会和英国野生生物基金会 (WWF-UK) 提供的。

我们也感谢所有参加第一届 Sibthorp 研讨会的成员、匿名审稿人和其他参与第一章讨论的科学家, 以及对本书初稿提出修改意见的学者们。



目 录

中文版序

序

前言

1 生态系统管理的原理	(1)
1.1 生态学和生态系统.....	(1)
1.2 不断发展的生态系统管理思想.....	(3)
1.3 生态系统管理原则的必要性.....	(10)
1.4 区域的差异.....	(12)
1.5 近期进展对科学理解的影响.....	(13)
1.6 生态系统管理的十个原则.....	(19)
1.7 指导性原则.....	(19)
1.8 操作性原则.....	(36)
1.9 应用原则.....	(48)
1.10 研究实例 1:以生态系统为基础的管理	(51)
1.11 研究实例 2:中美洲三个保护区的建立与管理	(54)
2 对传统生态学理论的挑战和对加强生态系统管理的新思考	(62)
2.1 保护什么,物种还是生态系统?	(62)
3 关键问题的讨论	(72)
3.1 对植被片段及其生物多样性保护的努力值得吗?	(72)
3.2 从群落与种群的角度看生态系统管理.....	(86)
3.3 弹性、忍耐及阈值:来自恢复生态学的启示.....	(91)
3.4 海洋生态系统管理的原则是什么?	(101)
4 了解生态系统的功能,评述什么是或应该需要管理和保护的以及科学如何发挥作用	(114)
4.1 生态科学与陆地生态系统管理.....	(114)
4.2 物种分布与环境变化.....	(125)

4.3 湿地生态系统功能:一种支持决策的专家系统方法	……	(142)
4.4 生态系统管理——非洲南部概观	……	(152)
参考文献	……	(164)

1 生态系统管理的原理

1.1 生态学和生态系统

在 20 世纪 50 和 60 年代,生态学还是一门“新”的科学。主要强调生物与环境之间的联系,激发了公众对环境问题的关心,并且提出严格的科学知识来促进不断发展的自然保护原则的实现。现在生态学概念或多或少地渗透到保护组织的所有措施之中,影响着那些更广泛关心地球自然资源持续利用的人们。然而,这些概念的形成和应用并没有与新的知识同步发展。由于需求的变化和社会的优先考虑,在生态科学应用方面带来一些灵活的和适应性的措施也是必要的。

那是 60 多年前的事情了,当 Tansley 的生态系统这一名词正式形成时,这一思想早在 19 世纪初也可能更早就有涉及(见专栏 1)。事实上,把地球比作为一个有功能的生物体可以追溯到古希腊时代的所谓有机论。James Lovelock 爵士(1979)提出了更为通俗化的类似想法,即“盖亚”(Gaia)原理,据此,我们可以把整个地球当作一个巨型的生态系统来考虑。

生态系统模型已经成为科学家观察自然世界的基本方法。这使得诸如营养级或食物网形成生物种间或类群间的关系以及有机体与它们的生境需求及气候带之间的功能联系得到确认。能流(通常以各自的取食关系形成),营养以及像水和沉积物等形式的物质,维系着生态系统的结构、稳定性和生物多样性。在 Tansley 引入生态系统概念后,几乎立即对这一概念产生了多样的解释和定义。那些承认“具体”存在的生态系统和使用这一名词来描述独立的生态单位如森林、草地或沼泽,与那些将该术语仅限用于实际性的概念模型,两者之间有一个基本的区别。

这里所说的“具体的”生态系统具有这样一些含义,即我们已经确定了生态系统各组分之间构成的相互作用的复杂性。事实上,我们最大程度也只能在有限观察时间阶段估计主要的能量和物质流动。从事更为精确的生态系统动态和功能的研究是非常昂贵的,即使我们仅仅涉及有限的关键组成,因此只能限于一些个例研究。尽管如此,将陆地和水域(或

两者的结合)当作功能生态系统实体单位来看待,为综合管理提供了强有力的基础。另外一个可取之道是理论性的研究。它将生态系统当作真实世界的人为简化单位来理解,它们的分析主要取决于如何确定生态系统的边界。许多批评意见认为,边界的人为性和充分描述能量学和动力学的实际困难限制了它们在野外实验设计中的应用。尽管如此,这一概念对发展科学的思维、研究和生态系统管理是极有价值的,Odum(1972)确定了一些至关重要的特征,现概括如专栏1。

专栏1 什么是生态系统

Humboldt早在1807年写作植物地理学著作时就指出:“在大量的因果链中,绝不应该把任何事物和活动割裂开来考虑。”

Tansley(1935)正式将生态系统定义为:“一个植被单位,它不仅包括组成植被的植物,而且也包括栖生其中的动物以及相关环境或生境中所有的物理和化学因子。它们共同形成了一个可识别的自我维持的实体。”在1946年,他又补充认为,这样的生态系统的所有部分都被认为是相互影响和联系的。

Fosberg(1963)将生态系统描述为“由一个或多个生物有机体与对其有影响的环境组成的有功能和相互作用的系统,自然的和生物的因素都是生物的环境。一个生态系统的描述可能包括它的空间关系、自然特征的调查,它的栖息地和生态位,它的有机体和能量物质的基本存量,它的输入物质的性质、能量和行为,以及它的熵水平的趋势。”

Polunin和Worthington(1990)曾经提出过“生态复合体”(ecocomplex)这一名词,主要用于更大的、整合性稍差的系统。例如,湖泊、河流、岛屿或森林,它们常常包括像Tansley所描述的生态系统。

本文中,生态系统管理当作一种人类活动来处理,既影响传统意义上的生态系统,也对那些诸如生态复合体那样的更大空间单位产生影响。

1.1.1 生态系统的特征

首先,生态系统这个概念是一元论的,它将植物、动物、人类社会以及

环境整合在一起,以这样的方式可以将它们之间的相互作用在一个单一的框架内加以分析。它主要强调一个完整或整体系统的功能,而不是将各组分割裂开来。其次是它的组织化,生态系统各组成要素的等级划分为了解复杂关系提供了方便,同时有助于数据收集的组织化。第三,它强调它的“功能作用”。这将导出各组分如何联系的相关知识,使我们能够确定影响系统每一组分的因子。特别是,它可能追踪和预测污染物的移动,预测系统中特定组分变化的可能结果。第四,它是一种普适系统,它使得利用普通系统理论的规则和概念来预测一个生态系统中的单一或多个变量的变化影响成为可能。

生态系统模型的应用很大程度上改进了我们对环境管理的理解以及包括火的管理和杀虫剂控制等领域中的应用。这主要是由于对相对较小、并完全确定的生态系统的研究,如分散的林地、灌丛和湖泊等。在加利福尼亚 Clear 湖所进行的 DDT 及其影响的经典研究证实了需要同时处理物理的和生物组分的必要性 (Hunt and Bischoff 1960, 也见 Carson 1962)。为了消灭一种小型的蚋 (*Chaoborus astictopus*), DDT 使用之后不久在湖水中就很难检测到它的存在,但是浓度沿着食物链不断富集,从而导致了北美䴙䴘种群繁殖的减退。生态系统结构和功能作用的知识也可能使得对杀虫剂使用的更广泛的后果提出较为准确的预测。这很显然加强了害虫管理中生物防治和系统方法应用的发展。生态系统模型的更有优势的价值在于其应用中的灵活性。这在生物保育中已经得到充分地认识,同时该术语也已经成为重要国际协定如生物多样性公约中文字的一部分,而且使用频率还在不断增加。然而, Tansley 也许可能发现很难立即接受他原来术语在用于“生态系统方法”中的新的解释。这些年来,这个概念的新的应用已经引起了大量的争论,并且明显地远离了它最初严格的科学起源。

1.2 不断发展的生态系统管理思想

自从人类为获得某种形式的利益,第一次改变他周围环境中的生物组成以来,人们就已经在管理生态系统。关于生态系统管理思想起源的历史性叙述已经得到了充分的引证 (Malone 1996, Grumble 1994, Vogt et al. 1997, Czech and Krausman 1997)。

Leopold (1949)有关生态系统及其管理方面的整体性观点是有远见的。他认为人类应该把土地当作一个“完整的生物体”一样加以关爱，并且应该尝试使“所有齿轮”保持良好的运转状态。这也许是第一个尝试描述生态系统管理的概念。正如我们今天解释这个术语那样，其思想是在满足人类的需求而保持其生产力的同时，又可以维持生态系统的多样性。然而，早期在景观水平上将资源管理与生态思想结合起来的尝试是不成功的(Grumbine 1994)。

20世纪60年代以后，强调生态学的研究重点在生态学中不断增加了，同时也增加了环境意识，并将该学科引向保护和资源管理。Walter (1960)强调在景观生态学和管理上整体性地对待生态学各因子，包括人类自身的必要性。在20世纪60年代和70年代期间，由于实施国际生物学计划(IBP)和Odum(1969), Van Dyne(1969)和Watt(1968)等人的论著的影响，生态系统跨学科的研究得到了进一步的加强和系统化。

尽管在生态系统概念上具有科学意义，但是其方法迄今仍未在实践中作为一种政策性工具。Caldwell(1970)提倡将生态系统作为美国公共土地政策的基础。由于对黄石国家公园灰熊(*Ursus arctos*)种群的研究(Craghead 1979)，生态系统管理重新得到了Frank和John Craighead，以及Newmark(1985)的工作的强调，后者比较了北美西部国家公园和自然保护区的法律和生物边界。上述两个研究都证明为保护一个生态系统而设立的地理和政治边界常常并不能满足保护该生态系统的所有组分。有了那些正在寻找更好的解决不断恶化的生态条件的科学家、土地管理者和资源政策分析家的支持，生态系统管理的概念在20世纪80年代初期真正在美国得到广泛的认可。

在20世纪80年代后期和90年代初期，生态学研究开始集中研究较大时空尺度上的生态系统，生态系统可持续性的问题成为了焦点(Lubchenco et al. 1991)。有关生态系统管理的研究兴趣空前高涨(见Czech and Krausman 1997的综述)，大量基于生态系统管理原理，试图平衡并整合生态的、经济的、社会的和政策性目标的研究项目数量在最近这些年来也已大大增加了。

1.2.1 什么是生态系统方法

“生态系统方法”(ecosystem approach)一词曾被用来描述一种环境管理

的特殊形式,它已经远离生态系统这一术语最初的涵义,并在它的精确解释上确实已经带来很大的混淆。从1993年以来,美国联邦政府大量的政策性机构都把“生态系统方法”作为一个特殊的栏目加以考虑(见专栏2)。

专栏2 为什么生态系统方法是必要的?

维持生态系统至关重要的水文、生物、化学和物理的过程在全球范围内受到严重干扰。变化的速度正在普遍增加,从而导致生态系统结构的退化,并对可持续性造成危害。一个最直接的后果就是生物多样性的丢失,但总体上看,在重要的环境服务功能方面,存在着逐步减少的趋势。

人类社会和他们的政府被限制在自然保护和资源管理的部门方法之中。传统的部门方法对生态系统的管理是不适宜的,生态系统支撑着物种、群落及其形成的生物多样性,以及环境服务功能和天然产品。这是由于缺乏对生态系统功能作用重要性的了解或充分正确的判断。另外一个不足之处是没有认识到生态系统管理的不同时、空尺度的重要性,例如,需要管理一个流域,同时又要管理一个立地。保持生态系统的整体性所必需的综合和长期规划的缺乏只能通过新的生态系统管理系统和方法得以修正。

一个机构间生态系统管理任务组织(Interagency Ecosystem Management Task Force)(1995)将生态系统方法定义为一种维持或恢复自然生态系统和它们功能及价值的方法。它是由目标决定的,并且基于一种考虑未来条件的合作性发展视角,使得生态的、经济的和社会的因子得以综合。它是被应用在主要依靠生态界线的确定的地理框架范围内。

这个任务组织所确定的目标是:

通过一种充分综合社会和经济目标的自然资源管理方法,达到恢复和维持生态系统健康、生产力和生物多样性以及生命整体质量。

对于生物多样性公约,生态系统方法主要瞄准公约的三个关键目的:生物多样性的保护,生物多样性各组分的可持续利用,以及公平合理地分享来源于遗传资源的利益。生态系统方法最基本的要素就是它的整体性。在原来的科学应用之外,它明确地承认自然生态系统与经济、社会、

政治和文化系统之间的相互关系。它为各种社会集团、保护自然资源的公共和私人管理者提供了一个结构性的基本原理。

这个方法特别地包括：

- 保证所有有关的和可确定的生态和经济(加上社会、文化和政治)后果都在一个地区管理中得到考虑；
- 改善责任机构和人之间的协调关系；
- 在不同层次的政府间、社会团体、土地拥有者和其他的投资商之间组成合作伙伴关系；
- 改善普通公众和个别投资者之间的交流；
- 使用最佳的科学知识；
- 改善信息和数据管理；
- 当新的信息可供利用时,能够及时地调整管理。

(引自 Interagency Ecosystem Management Task Force 1995 年报告)

除了有限数量的特别例子外,我们现在距成功地实施这样一种方法仍有很大的距离。特别有必要对使用政策工具的方法进行根本的改变,例如,竞争部门利益间的动机、法律制度和争端解决的方法。

1.2.2 直接和间接的生态系统管理

直接的生态系统管理涉及物理的、化学的和生物的过程,物种或种群的直接相互作用。正常情况下,它被用于一个相对小尺度的情况下,例如进行引入或去除草食性或肉食性鱼类种群的小型湖泊的生物控制,或者依靠使用石灰来缓和水体生态系统的酸度。然而,生态系统管理更为通常地被间接因素所影响,特别是在大尺度上,如山地系统,大型湖泊、流域和沿海地带;通常涉及人类活动(包括物理的、社会的、文化的和经济的活动)的介入(如降低、保持和加强)。这类调控最好被认为是基于生态系统管理的,因为从本质上来说,它强调的不是生态系统过程,而是人类活动对这些过程和生态系统结构、功能结果的影响(见专栏 3)。

生态系统管理的有效方法的发展包括了生态学家、经济学家和社会学家等专家的紧密合作。它的实施意味着大量的和各种各样的投资者一同工作,其中包括当地的社会团体,当地和区域性的政府,私人组织和保护区机构,还要寻求土地利用规划和来源分配的共同目标。

专栏 3 什么是生态系统管理?

生态系统管理是一种物理、化学和生物学过程的控制,它们将生物体与它们的非生命环境及人为活动的调节连接在一起,以创造一个理想的生态系统状态。生态系统管理可以包括:

- 依靠控制污染或改变营养物和污染物向大气圈、水域、土壤或更直接地到植被的输入来调节化学条件。
- 调节物理参数,例如依靠大坝来控制水的释放或者控制盐水侵入沿岸蓄水区。
- 改变生物间的相互关系,例如依靠控制放牧和捕食,或防止灌木和树木侵入草地和灌丛,或者依靠火烧或刈割来干涉植被的发展和动态。
- 控制人类对生物产品的使用,例如限制化肥和杀虫剂的使用,调节渔网的孔径大小。
- 在考虑保护的利益时介入文化、社会和经济过程,例如依靠对农民的补贴来降低他们的操作强度。

良好的生态系统管理将保持生态系统功能的完整性,避免迅速的不希望见到的生态和环境变化。它将保持和尽可能地提高生物多样性和环境服务功能,例如水的质量和对食物链的支撑。生态系统方法提供了一个更为广阔的管理基础,所包括的管理单元的范围大小可以通过不同时空尺度来调节,其主要依据是问题的性质和生态系统过程可以正常运行的尺度范围。它也为政府、社团和私人之间利益的合作努力提供了一个更具操作性的架构,使综合的、跨学科的、可参与的和可持续性的管理方法成为可能。

1.2.3 生态系统管理的需求

计算统计说明在未来的 100 年中生物的灭绝速率至少比化石记录的基础灭绝速率快 4 个数量级以上 (Lawton and May 1995, 也见 Pimm et al. 1995)。这个速率可以与以前的“灭绝突发事件”相当,正像白垩纪后期和第三纪早期期间大型恐龙消失的情况。最近的大量灭绝突发事件是

第一次由单一的泛优势种所引起的,而不是一些自然环境的变化或极端的灾害。它很大程度上是由于人类对生态系统的改变和过度使用它们的生物产品。人类的影响常常导致生态系统更快的变化,超越了生态系统可以保持结构和生物多样性的改变不发生显著变化的调节能力。

尽管如此,我们也不应为了维持单个的物种而应用有限的保护资源,特别是生物种群所处的分布边缘,或者在那些地区环境的变化意味着物种的丢失不可避免(见本书第2章)。物种的灭绝一直是地球历史过程中的正常现象,这就是说正是由于人类的活动加速了丢失的速率这一最重要的趋势才需要我们去研究。生态系统方法强调生态系统中有生物和非生物相互作用所控制的生态过程所形成的功能特征,而不是强调单个物种。生物多样性是一个重要的因素,但它是这些相互作用中的一部分。

生态系统的功能产生出产品和服务,它们对生物体和社会都有价值。特定的物种也许在功能上起着至关重要的作用,但是我们在很大程度上还不知道可能存在的物种间功能上可替代性或冗余的程度。

陆地生态系统中几乎40%的潜在净初级生产力是被人类提前耗尽、使用或浪费了,或者因土地利用改变的结果,而被提前预支了(Vitousek et al. 1986);海洋涌升流和陆架系统这些主要的渔业集中地区,海洋生物净初级生产量的24%~35%之间由于人类的捕捞而濒临绝境(Pauly and Christensen 1995)。资源利用的进行常常没有考虑到间接影响,例如由于在商品渔业中的非目标的附带捕捞物种(Alverson et al. 1994)。显而易见,有必要制订在生态学上有效的管理措施,同时避免不必要的破坏生物多样性。

保护存在着多个含义。在过去,保护主要集中在那些有特色的、多样化的生态系统或生态复合体的地区的保护。今天,人类影响的普遍性、永无止境的需求和来自于气候变化的压力,使得这种对策并不十分充分。更进一步地说,人类生活的质量取决于在环境的耐受性之内生存以及可持续地使用这些活的资源。个别物种的保护仍然是很重要的,这是严格的自然保护的目标之一,并受到植物园和动物园的支持。但是,以平衡长期和短期人类需求和保护生态系统的长期完整性的方式来进行土地和海洋管理是目前最重要的需求。完整性是指在没有功能损失的条件下,生态系统得以容忍并调节外界压力和胁迫的能力。在正常情况下,这种容纳量只有在具有一定的最小生物多样性水平所容许的可伸缩性条件下才

成为可能。

反过来说,生物多样性的保护意味着不能将生物种和栖境与人类分离开来对待。确实,干预的观点几乎总是人与其环境的相互作用。这样的干预包括调控农业、森林或渔业的实践;陆地或海洋中野生生物种的采获;调节废物和潜在污染物的释放;保护土壤免于侵蚀以及水资源的管理。这可以在多个尺度上进行操作,从局部到全球尺度(尽管大部分大尺度的行动是依靠大量的更加局部地点和小尺度活动来实现的)。

生态系统为什么要实施管理是考虑的出发点。目的有许多,特别的有:

- (1) 为了支撑人类;
- (2) 维持生物多样性的适度水平;
- (3) 维持遗传特征;
- (4) 维持生态功能和生物地化循环;
- (5) 保持未来选择的机会;

(6) 保持美学价值,包括那些富有情感的人工生态系统,例如欧洲的石竹草地和低地石楠灌丛,以及巴厘(岛)的水稻梯田。

我们需要十分清楚地了解生态系统的含义(见专栏1)。它们是一些概念,而不是严格的自然实体,即是一个被科学家用来说明自然世界的原理性法则。然而我们试图保护的不是概念,而是实体,这些实体包括特定植物和动物的层片和群落,它们的多样性和生产力,它们生活的环境,以及生态系统稳定性和维持所必需的各种基本成分之间动态的相互作用,这是对人类和野生生物都至关重要的功能。对待生态系统的保护和物种的保护,好像是可以选择的说法,既是无效的,也是无意义的。生态系统的管理不仅需要发展而且要实施都需要这样的认识。这个原理必须用在任何有益于保护行动的地方,以各种尽可能操作性的方式。

我们必须明白我们并不是把生态系统当作一个完整的实体加以管理。管理的措施涉及管理者相信的化学、水文或生物因素控制能够创造或者保持一种人们所期望的环境条件,尤其是物种层片和组成。应该寻求以最小的努力和最经济的方法达到最满意的结果(我们需要学习许多关于如何这样做的知识)。然而,对个别因子的控制不能将其割裂开来考虑,这一点非常重要。一个生态系统中的成分间相互关联的形式常常是极其复杂的,因此,一个因子的管理也许会影响到其他不可预见或完全未

知的因子。基于这种理由,物种的管理不应该在没有从整体上对生态系统或生态复合体有一个基本了解(一个概念模型)以及对不同因子是如何相互作用恰当理解的情况下进行操作。进一步来说,物种管理应该对达到生态系统作为一个整体的目的有所贡献。

由于保护性的管理常常由不同的政府部门或机构来承担,如林业、农业或渔业部门,这样就产生了一个问题。这种传统的、部门化的方法对于管理生态系统使之保持生物多样性和持续地利用环境服务功能和产品是不适应的。可靠的生态系统管理需要确认文化和自然环境之间的相互关系的复杂性,并在考虑他们的环境决策时,将所有这些都包括在一个特定地区或区域(或投资者)的利益中。

在 1994 年里约热内卢地球高峰会议上形成的 21 世纪议程中,明确指出自然资源的综合管理是维持生态系统和它们所能提供的基本服务的关键。生态系统的概念被实在地体现在国际条约和公约中,如《国际湿地公约》(Convention on Wetlands of International Importance)和《生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity)。然而,充分地综合管理和自然资源规划的经验仍是有限的,特别是在发展中国家。在许多国家都有大量的专家意见,但是大部分专家仅在一个狭窄的学科经受过培训,在传统的部门和机构之间的相互联系也很有限。

1.3 生态系统管理原则的必要性

《关爱地球》(Caring for the Earth, IUCN/UNEP/WWF 1993)一书提出了一个指导社会将持续生存这一新的伦理付诸实践的政策发展分析和行动计划(见专栏 4)。一个良好的生态系统管理方案是达到这一目标的基本手段之一。

可持续生存取决于地球生命力与多样性的保护。但是保护不仅仅涉及保护或保存现存的物种,保护至少有三层意思:

(1) 保护生命支持系统。这是保持地球适合于生命的生态学过程。这些生态学过程决定了气候、清洁空气和水源,调节水流量,再循环必需元素,创造和重新生成土壤,并且使生态系统能自我更新。

专栏 4 一个可持续社会的原则(引自 IUCN/UNEP/WWF 1993)

- 尊重和关心生命群落
- 改善人类生活的质量
- 保护地球的生命力和多样性
- 尽量降低非再生性资源的消耗
- 维持在地球的承载力以内
- 改变个人的态度和行为
- 使社区能够关心自身的环境
- 为国家提供发展与保护的综合方案
- 创造一个全球性联盟

(2) 保护生物多样性。这包括植物、动物和其他生物的所有种类,每个物种储存的遗传信息、生境、生态系统和景观。这些是不断变化的,而管理主要寻求保证人类带来的变化对生物多样性造成的损失最小。

(3) 保证任何对可再生资源的利用是可持续的。这些资源包括产生野生和家养生物以及这些生物产品的海洋和淡水生态系统,森林、牧场、种植地的土壤。

这三个生态系统的管理目标都是必需的。一个重要的检验指标是管理是否维持了生态系统的完整性(见专栏 5)。整体性较通常用来描述那些看上去是“好的”(但通常是没有定义的)生态系统的“健康”一词含义更深。一些科学家会反对“生态系统健康”这一术语,因为其不恰当的拟人内涵。虽然我们这些编者并不赞同他们的观点,但是,我们强调健康只是生态系统完整性的一个方面。

专栏 5 生态系统完整性的组分(根据 Westra 1994 修改)

1. 生态系统健康。其检测指标是生态系统在它们现在的(“自然的”或修饰的)状态下成功地运作(对于一些指定的性质来说)。尽管由于人类活动而剔除了一些物种,一些简化的生态系统(有机种植农业即是一个例子)可能是健康的。

2. 生态系统弹性或恢复力(resilience)。生态系统在受到干扰后,维持必要的功能,多样性和结构,使之恢复并保持生产的能力,即使在该系统为响应外来胁迫而发生变化(参见本书3.3节)。
3. 生态系统潜力。保持持续利用的能力。这是由保持最大可能的生物多样性,带来的遗传的潜力和一种继续进化发育的能力。

1.4 区域的差异

人们普遍担心人类对地球上生态系统不断增加的和日益扩大的影响,这些影响表现在沙漠化、热带森林和湿地丧失以及主体渔业产量的下降。然而,人类在不同地区对土地和植被影响的增长速率不同。

北美和欧洲的人口大致稳定,在这片最好的土地上,农业产量极大地提高了,相当面积的土地从食物生产中解脱出来,被恢复为更为自然的系统(特别是林地)。150年前,佛蒙特州只有20%的土地是林地,现在大约四分之三的土地覆盖在通过自然演替而重建的森林之下。在法国南部,废弃的橄榄林变成了灌木林。在意大利,使用天然气意味着不再需要砍伐灌木林作为燃料,于是,灌木林演替为常绿林。在斯堪的纳维亚的大部分地区渐渐对森林不再进行集约化管理。另外,在过去的50年中相当面积的土地被辟为自然保护区。欧洲的大部分地区,尽管仍受到由于化石燃料的燃烧而产生的氮和硫的氧化物的污染,但是在几千年的化石燃料的使用中第一次减少了。

当“新的自然立地”(new wilderness)不断涌现时(Akeroyd 1995),既带来了机遇也带来了威胁。机遇来自大面积的土地不再受到人类高强度的利用。威胁则是因为部分新生态系统较那些它们所取代的受人为管理地区的物种多样性低。的确,由于缺少传统的管理,如林地的矮林化、刈割莎草沼泽、牧食和焚烧石楠灌丛等,已经成为对欧洲植物多样性的巨大威胁。

相反的,许多发展中国家为了养活增长的人口,对土地进行高强度管

理的压力日益增加。农业、林业和渔业也是赚取外汇极其重要的产业。在一些地区对土地的压力由于贫穷和收入的不稳定而增大。结果,大片的森林和其他野生生境进一步转变成低质量的种植园或牧场。在这些国家实行更持续的土地管理将依赖于得到资源和技术转让以及新的管理和社会措施支持的经济增长,这种管理和社会措施将鼓励在那些最适合的土地上发展高产和持续的农业。于是,生态系统管理的原理必须特别考虑不同地区在社会环境方面的差异,这种差异反过来将决定对环境的利用。

1.5 近期进展对科学理解的影响

自从保护管理的传统方法从 20 世纪 50 年代和 60 年代开始形成以来,甚至从 1980 年《世界保护战略》发表以来,生态科学进一步发展了。特别是在下列几方面更明确了。

植物群落并不一定沿着一个或多或少有序的演替方向发展,例如从开阔水面向沼泽林地或高位沼泽,或从由于火烧或火山爆发而产生的裸地经灌丛向一个地区的顶极森林群落演替。现在已经清楚,这是一个更加动态和随机的过程。这意味着一个表现出来的顶极植物群落类型将不一定在受到扰动后重新形成,并且即使没有这样的扰动也可能缓慢地发生变化。

于是,一个保护管理者试图“恢复”一个被改变的生态系统时需要考虑的“原始的”状态是不存在的。

在导致大尺度生态学变化和加速灭绝方面,大的低频次事件(严重的干旱、冰川、火山爆发和流星作用)可能具有特别的重要性。

那些能够解释一些周期性数量波动的种群动态理论和模型(如应用于旅鼠和雪鸡,或一些昆虫寄生物-寄主和捕食者-猎物系统的理论和模型)还不能说明那些需要用随机方法处理的更加复杂的相互作用。

结果,生态系统管理者被迫拒绝以前的假说,即生态系统是稳定的、封闭的、内部调节的和以一种确定方式运动的。相反,它们必须被处理成为开放的,处在不断的流动状态、通常不存在长期的稳定,并受到系统外许多因子的影响。环境变化后,许多单一物种会重新组合,形成不同的群落,这些群落的生态过程中有细微的不同。

由于普遍的人类旅行和许多有意地或无意地运输植物和无脊椎动物而使得那些原有的隔离主要生物区系的生物地理障碍消失,是目前生态系统间流动状态的一个主要促进因子。那些生物地理障碍曾是趋异进化和形成地球生物多样性的一个重要原因。今天的世界是一个“重组的生物地理”世界,在这个世界中,物种跨越生物地理障碍,造成了人们所熟悉的“外来入侵种”问题。

另外的认识来自于对全球气象系统和人类活动对其影响的了解,以及通过对污染作用的研究。地区性的硫酸盐和硝酸盐沉降的变化,沉降氮的施肥作用都具有显著的影响。这些与全球气候变化和由于臭氧层的消失而使得UV-B穿过同温层等一起改变着地区性环境,其速率超过了生态系统在过去10 000年中所适应的变化速率。很明显,作为这些驱动因子大的变化和新的物种间相互作用的结果,生态系统和生态复合体的全球和地区性格局可能会发生改变。由于上述变化和重组,以及人们直接利用更多的土地,挪用更多的全球能量流动,更高速度的灭绝将是不可避免的。

由此得出结论,保护管理者选择一些当前的植被斑块和其有关的动物区系作为自然保护区,并期待通过管理或任其自生自灭而使其永存,可能事与愿违。选择一个多样化生境的重点地区,该地区具有很宽的海拔和小气候范围,以让生态系统自然动态地发展可能是一种更有效的管理模式。并且,认识到世界上绝大多数生态系统和生态复合体已经受到人类活动的影响,生态系统的管理应当寻求动态地结合人为因素。

当然,这意味着生态系统管理者不得不在生态学之外寻找他们所需要的知识源泉。生态系统的转化由那些主要由生态学之外的学科如经济学和社会科学所驱动,这些学科是生态系统管理者的重要知识源泉。此外,生态系统管理者追求的目标已经假定了一个不断加强的社会维,人们日益强调这一维上特定生态系统或物种的美学和文化重要性。

1.5.1 物种和保护区

许多保护努力是以物种为中心的,并利用保护区作为释放生境或维持物种的手段。这需要特定的科学方法和工具,例如承载量或最佳可持续产量概念的发展。这些工具和方法并不与一个以生态系统为基础的方法相冲突,但是,如果要取得一个更广泛的管理模式,变化和适应是必需的。

有些方案提供了至少是一个空间上的解决办法,可以将保护区方法与更综合的一个地区的人和野生生物的管理联系在一起。联合国环境开发署(UNESCO)的人与生物圈计划(MAB Program)提出的生物圈保护区(biosphere reserve)概念就是这样的一个途径。在模式保护区中,一个保护区的“核心”通常被“缓冲区”包围,缓冲区的外围有“过渡区”。对缓冲区的利用只限于那些不与核心区保护相冲突的活动,在过渡区内则允许稍高强度的人类活动。一个全面的生态系统管理系统可能更加严格,以保证过渡区内的活动并没有不可预见的损坏作用,尽管这些活动空间上相距遥远(例如通过水和空气传输的污染物或营养物质),同时,相应的过程在更广的保护区框架中不应对其他位置的生态系统产生不利作用。

术语

在科学和保护管理文献中已经产生了太多的有关不同尺度生态学单元的术语。此外,还有与生态系统管理术语和概念的相似物。其中包括“生物区规划”(见专栏 6,并参见本书 3.1 节),“景观尺度规划”“景观规划”和“景观管理”。确有必要减少由于涉及不同的科学、保护和土地管理群体使用的不断加长的术语名录带来的日益增加的混乱。

专栏 6 生物区的定义

一个生物区是一块边界不是由政治边界而是人类社区和生态系统的地理边界确定的陆地和水体。

这样一个地区必须足够大,可以:

- 维持该地区的生物群落,生境和生态系统的完整性;
- 支撑重要的生态过程,如养分和废物循环、迁移和水气流;
- 满足关键种和指示种的生境要求;
- 包括涉及管理,利用和了解生物资源的人类社区。

它必须足够小以使当地居民将其当作家园。

1.5.2 科学上的空白

尽管科学发达了,但仍存在相当多的科学知识的空白:

生物多样性与生态系统功能之间的关系

当代生态学与政策领域中,人们提出了一些关于生物多样性与生态系统功能整合性之间关系的基础问题(生物多样性公约、21世纪议程、联合国环境与发展大会)。目前人们正在通过对照实验和野外调查验证物种冗余的概念,该概念暗示如果一个生态系统中一个特定的物种被剔除,生态系统不会发生多大变化,因为其他物种会取代这个物种的位置。

以下是许多关键科学问题中与保护和生态系统管理有直接关系,并需要解答的一些问题:

在任何一个特定的实验设计中发现的原理究竟在多大程度上可以应用到自然界不同的群落和生态系统?

实验的时间尺度足以检验一个生态系统的结构和功能吗?

有关伦理的问题得到了满意的解决吗?一个物种尽管是生态学冗余的,并不意味着我们对其绝灭可以熟视无睹;

是不是过分强调研究在受控制或稳定环境条件下的生态过程,而不是检验生物区系各组分在极端条件下维持生态系统功能完整性中的作用(一个今天看来在生态学上并不重要的物种可能是一个在极端事件发生后具有关键作用的“在等待发挥作用的关键种”)?

恢复生态学

恢复生态学中的近期发展对修复那些已经退化或遭受人类破坏的地区做出了很大的贡献,但仍需要进一步发展。然而,假设生态系统的结构与功能退化能够以生态恢复技术修复,那么就存在产生依赖的风险。与此相关的一些关键问题如下:

应当重新创造一个新的生态系统还是应当重建和恢复目前受损或功能退化的系统?从社会经济和生态学的角度,哪一条途径是最为合算的?

美国对湿地的“无净损失”方法的政策是否过分自信?(为了工业的或农业的经济理由),是否可以接受在一个地点破坏一个自然的或半自然的立地,而仅在另一个地点用一块相当面积的合成湿地来取代它,特别是在根本不可能创造一个完全一样的生态学和生物多样性区域的情况下?恢复生态学(restoration ecology)真的已经发展到可以称为创造生态学(creation ecology)了吗?

恢复生态学可以帮助一些地区准备有管理性的后撤区域(例如在那

些全球性海平面上升的地区,河口系统、盐沼和红树林可能需要上移到目前正在由农业、工业或养殖目的利用的区域)吗?这是一条社会可以接受的途径吗?如果是,如何做得更好些?

岛屿生物地理学

长期的岛屿生物地理学实验与研究(专栏 7)可能对评价保护区的最佳大小和斑块特性做出更多贡献。复合种群(metapopulation)生态学的最新进展,不是有关一个给定物种连续分布的种群,而是一组在相同时刻存在于不同地点的种群组合,为更大地理尺度上种群动态提供了新的见解。关于维持生境镶嵌和廊道以满足尚不存在的生物的需要看起来有点是非而是,但现在由于类似的研究,该结果而变得越来越明显。这意味着管理者需要保持一种生境结构,允许生物为响应不断变化的环境情形或生态系统管理措施时移动。

专栏 7 岛屿生物地理学与复合种群研究

经典的岛屿生物地理学理论,如 MacArthur 和 Wilson (1967)在 30 年前发展的那样,已经被许多生态学家和保护工作者捧为现代生态学对保护区设计和管理与单一分类单元的管理有明显应用价值的基本范式。该理论指出:

- 保护区的大小影响该地区能保存的平衡状态的物种数目;
- 保护区的形状可能也重要。但不清楚是否最好使周长与总面积的比率最小(意味圆形保护区避免了由于边缘效应而导致的隔离和灭绝),但是生态交错带、边界和边缘通常是生物多样性高的地区。
- 作为对气候变化的预警,将自然保护区沿与气候变化相同的轴向而不是与其垂直的方向排列,以保持未来迁徙和定居的可能。

遗留的一系列重要的科学问题:

保护工作者和管理工作者应当总是追求一个被管理或保护地区的面积最大吗?

作为一个经验,针对食物链顶端的主要生物制定管理策略有道理吗?

这样总会保证位于较低营养级的生物得到适当的保护吗?

对管理几个小的景观单元(如 10 个 4hm² 的单元)与一个相同面积的大区域(如 40hm²)的优点和缺陷需要开展更多的研究。在什么样的情况下(生态与社会经济的)下,管理工作者和保护工作者选择这两条相反途径中的一条被证明是恰当的?

因为一些不可避免的实际原因,现有的有关复合种群的研究主要是针对单个的分类群来进行的,怎样能使在这种对单个分类群研究中使用的方法论和结论扩大到几个整合在一起的分类群中去?

我们怎样保证我们已经拥有代表一个生态系统中所有分类单元的信息?

保护工作者和生态系统管理者怎样使复合种群研究发挥其所有潜力?

数据库与综合空间信息系统

过去的 15 年里,有些领域如 GIS、遥感、全球在线网络和数据管理得到了长足的发展。但保护工作者和生态系统管理者在应用这些领域的潜力来设计、实施和监测生态系统管理措施的有效性以及为生态系统管理发展的专家系统方面的认识比较缓慢。

由保护学工作者群体提出的新的生物多样性保护信息系统(BCIS)通过数据库组合以产生新的生物多样性管理价值,这是创造性措施的一个例子。IUCN 生态系统管理委员会正与 BCIS 的伙伴们一道制订“受威生态系统的红色名录”,以充分利用那些分散形式存在的信息。

其他领域

在技术领域不断进步的同时,分类学的专门知识却在萎缩,特别是在发展中国家。发展中国家只有为数不多的分类学家,流失国外的标本正在变质。尽管在一些地方有所努力,但是有关知识仍不够。例如,根据最新估计,在湄公河有 1200 种鱼类,但野外鉴定手册《柬埔寨湄公河的鱼类》(Rainboth 1996)中只记录了 500 种左右。

一个生态系统的经验研究与其管理之间缺乏联系。科学结果必须更有效地(并且是代价更低地)转化为生态系统管理技术。对于像 IUCN 生态系统管理委员会这样的“智囊团”,其一个任务可能是评价生态系统研究的结果并应用这些结果去定义生态系统管理的目标和可能措施。

其他话题还包括生态系统冗余的程度,关键种的现实性,以及抵抗力的本质和程度(参见本书3.1节)。

1.6 生态系统管理的十个原则

Sibthorp研讨会将其主要结论浓缩为专栏8中的十项生态系统管理原则,这些原则将在以后的章节讲解。

专栏8 生态系统管理的十项原则

指导性原则	1. 管理目标是社会的抉择 2. 生态系统的管理必须考虑人的因素 3. 生态系统必须在自然的分界内管理 4. 管理必须认识到变化是必然的 5. 生态系统管理必须在适当的尺度内进行, 保护必须利用各级保护区
操作性原则	6. 生态系统管理需要从全球考虑,从局部着手 7. 生态系统管理必须寻求维持或加强生态系 统结构与功能 8. 决策者应当以源于科学的适当工具为指导 9. 生态系统管理者必须谨慎行事 10. 多学科交叉的途径是必要的

1.7 指导性原则

1.7.1 管理目标是社会的抉择

1. 原理阐述

由于自然过程和来自人类的压力,生态系统随时间而变化。世上没有一个准确确定什么是构成一个生态系统这样的参照点,以此作为管理目标的基础。因此,对于某个特定的生态系统像个什么,科学不能提供一

个直观定义。另外,许多生态系统已经因为人类的干预而发生了巨大的变化,在许多情况下,我们难以区分是由自然的缓慢变化引起的,还是由历史上人类的行为引起的。

社会的选择将决定哪些生态系统要保护,它们该如何管理和怎样利用它们。选择的基础是由需求、价值和利益来判定的。此外,保护的目的和方法也因特定社区的特殊需要而异。因此,生态系统管理需要平衡那些有时来自不同利益集团的需求的冲突,也要权衡那些达到人类和其生物与非生物环境适宜关系的各种供选择的方法。科学能够指出不同生态系统管理目标的内涵和这些管理目标是否实际,但不能就目标的选择做出决策。

选择受到社会条件的极大影响,例如,土地使用权的保障和社会对解除贫困的迫切需求。在那些对于自然资源的获得是开放式的和人们受眼前利益驱动的地方,长期的、可持续性问题就容易被抛在脑后。生态的可持续性是以社会的可持续性为前提的。生态系统管理只有在人类的福利得到保证的情况下才是有效的。然而,生态系统管理对于人类福利的维持和提高贡献重大。

2. 科学认识的状况

社会的选择是由人们对于价值和机遇的感性认识所驱动的。对于自然系统,诸如湿地 (Barbier et al. 1997) 和林地 (Willis and Garrod 1992) 所提供的商品和服务,人类已经开发出一些对其价值定量化的技术。对于非木材林产品,如药用植物和生物多样性的估价的文献很多,也有相当的讨论涉及如何把无形的东西(如文化价值)纳入到社会决策之中的问题。但是,社会的选择不可避免地因社会的不同而异,同时也受经济发展状况的影响。这就是说,即使在生态条件相似的情况下,人们可能选择不同的生态系统管理方法。

3. 有关的例证和原则的应用

一万年以前,位于南英格兰的 Chobham 是一片不毛的冻原。后来,在距今 5000 到 10 000 年之间,这里逐渐成为桦、松和栎-榛林地。最后,由于人们砍伐、火烧、原始农作和放牧的综合影响,这里变成了石楠地(在薄薄的酸性土壤上由杜鹃花科的灌木占优势的低地)。现在,如果放

任不管,这里就回复到灌木丛生的桦-松林。但是,“社会”认为,从自然保护和惬意角度看,石楠地比桦-松林地更具有价值,所以,Chobham 是几个被主动管理,旨在恢复和维持这一日益稀少的生态系统的石楠地之一。决策并不具备科学基础,且与生态变化的自然过程背道而驰:降低潜在的生物生产力,削弱该地区作为大气二氧化碳“汇”的价值,还很可能减少其生物多样性。

人们日渐认识到,一个地区的生态系统管理的目标应该通过涉及各利益方的对话来决定,特别是这一地区的居民。外来的科学家和专家的作用是听,帮助找出可能的选择和建议方法,并不是把某种解决问题的答案强加于人(Chambers 1993)。科学能告诉我们一个决策或行动的可能生物学结局,但并不是所有可能结局中我们应该高度重视的那一个。合适的解决问题的方法应该由社区自己决定。在许多地方,例如,在印度的森林村庄,已经建立的基于社区的保育和资源可持续利用计划可用来很好地说明这一过程 (Poffenberger and McGean 1996)。然而,在区域、国家和超国家的人口的更大范围内,解决这些问题一般来说更难。

4. 未来的需求

重要的是,要在当地民众和政府中树立自然系统和生物多样性重要性的意识。不仅让他们知道自然系统和生物多样性能够产生经济效益,还要帮助他们懂得可持续管理的选择,从而使一个社区做出生态学上合理的选择和可持续的生态系统管理决策。

要达到这一目标,决策者需要知道这些系统提供各种服务的能力,它们所提供的商品和服务的价值,管理这些系统的方法和利用它们所能提供的一切。需要加强保护和发展的联系,其结果是在生态学上福利的改善是可持续的,且同合理的生态系统管理相整合。

需要知道,一般来说按照外来的意旨所采取的科学方法不可能成功,必须通过涉及所有利益方的对话,特别是当地社区来制定管理目标决策。

传统的资源管理是基于这样的信念:除非什么人反对或证明他们的利益受到负面影响,资源的利用就不应该受到限制。当所利用的资源与可利用的资源量相比很小或资源的利用者是当地社区的一部分时,这是合理的。资源的利用随着生活标准和期望值的提高而增加,资源的利用者也逐渐变成非当地社区的成员(这一状况可以用外国的捕鱼船只和

国际伐木公司来说明),从而加剧了不平等性。这就需要利用新的对话方式来解决冲突和建立共识。这就可能意味着把资源利用的“权力”观念变为能够利用资源的“特权”观念。即使是资源的私有者,也必须认识到他们行动的潜在影响要远远超出他们自己的小圈子;或者在不远的将来的某一天,他们要对有害的影响负责(Mangel et al. 1996)。

理论上讲,在民主的政体下,社会选择通过政府政策自我表达,为决策制定者提供指南。政府也是全社区和后代权益的看护人。21世纪议程明确指出,政府必须有把可持续发展作为国策的责任,并且在社会的各个阶层通过行动促进可持续发展。

1.7.2 生态系统的管理必须考虑人的因素

1. 原理阐述

在生态系统管理中我们必须考虑到人类的因素,此外别无选择。人类自从使用火,特别是自从几千年前的农业开始以来,人类就已经对其环境施加大规模的影响。人类这一物种现在是处于全支配的地位,整个地球没有不受人类影响的地方。人类是生物生产力的最终使用者,并且随着人口数量和消费(特别是能源)继续增加,人类的影响将越来越大。但是,生物学的容量并非是无限的。人类必须改变她同直接或间接支撑她们的生态系统之间相互作用的方式。否则,就会产生环境和社会经济系统崩溃的危险,不能做本质调整的那些社会的生活质量必将下降。

人们面临的挑战是在各种不同的方面管理人与自然的关系。即使在保护区中,管理也必须考虑人文因素,因为人是几乎不可能被排除在外,并且政策总是由更广泛的政治目的所驱动的。最终,生态系统管理始终是社会中不同利益集团之间代价和利益(成本和利润)的分配问题。科学在一个社会的范畴内得以应用,社会负担和需求决定为什么管理生态系统。

2. 科学理解的状况

人类的影响在决定生态系统的结构和功能方面的作用很早就建立起来了,特别是温带地区尤为如此。在海洋和欧洲大陆从史前森林发育而来的高沼地和石楠地,以及美国东北部由于农田的废弃而造成的森林恢

复就是一些熟悉的例证。即使热带雨林也已经深刻地受到人类影响的认识则是较近期的事(Denevan 1992)。但是,反过来说,生态系统的功能也影响到那些依靠生态系统提供资源的社区的发展,例如,北极因纽特人(Arctic Inuit)和许多捕鱼社区的生活方式就说明了这个问题。

我们越来越理解人类对生态系统健康和整合性的影响规模和性质(见专栏 5),但是,要定义抗性、弹性(韧性或恢复力)和承载力的水平还是很困难的。一些科学家坚持认为需要通过基础和应用研究把这些概念定义得更好,但也有些人觉得这些概念太模糊不清以至毫无用处,根本不值得投入研究经费和时间。可能我们最缺乏的地方是在理解人类行为和生态系统功能、多样性和韧性之间的相互关系方面。承载力的概念也回避了很多问题,即承载什么?通过哪些生态系统过程承载?什么样的可持续性?承载多久?

3. 相关的例证和原理的应用

传统的实践在某些情况下已经产生了截然不同的系统。例如,传统的阿尔卑斯山地的放牧方式维持了禾草类植物丰富的高地草甸,而英格兰西南部的萨墨塞特平原(Somerset Levels)湿地上割草的频率、时间和方法导致了该地区独特的植物和动物区系。印度的基奥拉迪奥国家公园(Keoladeo National Park)是一个很好的例证。该公园是位于甘吉提克(Gangetic)平原的巴拉特普尔(Bharatpur)附近的一片小湿地,1750 年由当地的头人们界定为人造湿地,以此吸引用作狩猎的候鸟,这一地区也因此出了名。如今,丰富的生物多样性,特别是作为已经有记录的 354 种鸟,包括来此越冬的西伯利亚鹤的栖息地,是通过对水文的管理和有几个世纪历史的水牛放牧传统而维持的。这些管理措施主要是控制双穗雀稗(*Paspalum distichum*)这种杂草的生长。

但是,这些传统的方法可能不再适用于社会,抛弃它们就意味着生态变化。在阿尔卑斯山脉,由于放牧的减少,属于草甸的禾草和花被灌丛和森林所取代。在欧洲的“环境敏感地区(environmentally sensitive area)”,通过给予农民们一些补助而继续传统的管理方法,以此作为维持生物多样性和景观质量的方法。在基奥拉迪奥公园,1991 年野生动物保护法修正案关于禁止在国家公园牲畜放牧的规定出台后,问题就出现了:水牛的去除造成由于植物生物量的积累继而导致生态系统发生变化。西伯利亚

鹤不大能找到它们所食用的块根,从而其数量下降。禁止放牧也使得公园和居住于公园周围地区的居民的关系破裂。

基奥拉迪奥说明,诸如国家公园中不允许自然资源的消费性利用这样一种外来概念的不加鉴别的应用是怎样引起公园已经建立起来的价值流失的。相反,津巴布韦的 CAMPFIRE (Communal Areas Management Programme for Indigenous Resources 的缩写,即土著资源的公有地管理计划,见专栏 9)计划在处理公开进入区的生态系统管理问题方面取得了一些成功。该计划允许当地居民从公有土地上通过对野生动物的可持续利用而获得肉、为获得陈列猎获物的狩猎和卖给旅游工业产品。它不仅使有关的社区得到现金的回报,同时也给予这些社区以保护当地物种和放牧本地植被的激励,而不是把这些土地变成养牛场。

专栏 9 生态系统管理中历史和社会因素的一个例子

生态系统管理和社会-历史因素之间的相互作用可以用非洲的一些例子加以说明。1850 年前,大部分的土地看作公有财产,在居住人口密度低的地方,土地通过传统的耕作和放牧制度得到管理,这在人口密度较低时是可持续的。在许多地方,传统的文化由于奴隶贸易和其后的欧洲殖民占领而遭到破坏。后者把一些栽培和管理实践强加给不适用于那里,且殖民者懂得很少的景观、土壤和气候条件下。(20 世纪 40 年代末西非的花生计划就是这一现象的灾难性例证。)大片的生产力较低下的土地敞开利用,同时还承载着较高的人口密度。因此,虽然土地的退化严重却没有给予可持续管理的激励。方法上的根本变化显然变成必需的,并且许多国家独立后已经逐渐找到了可行的方法。津巴布韦的 CAMPFIRE 计划就是这种创新性探索的例子之一。

4. 未来的需求

显然,管理必须把人作为方程的一部分来发展,即确定管理生态系统或单元的什么(包括美学的东西),认识到当地的关心和需要经常占优势,但也要认识到更大范围的事。“保护”和“生产”生态系统管理的区分必须小心对待。风险评估和成本利润分析固然是判断选择什么的有用工具,

但那些无形和非定量的效益也应当考虑在内。所采纳的生态系统管理的策略必须反映人类的需要和能力,而实现它的方法需要进一步改善。

必须考虑到什么人要去管理某一特定的地区,构成这一地区的生态系统类型是什么和管理决策是怎样适用于更宽的政治过程的。应当更加充分地调查结合森林或其他半自然生境,农业和水产养殖业的“综合土地利用”决策的实例,从而评价这种方法对于生物多样性和对人类的可能利益。

1.7.3 生态系统必须在自然的分界内管理

1. 原理阐述

对于生态系统的保护存在事实上的限制。理论上讲,通过操纵某些关键因素,那些要不然就极不可能持续的生态系统能够得以保护。然而,如此的极端行动在自然生境中是不大合适的(有些植物园和封闭的人为生境确实为了保护、学术、教育和商业利益而保存着一些这样的系统;斯堪的纳维亚温室内种植的菠萝和柑橘树组成的“橘园”是许多欧洲大暖棚中的一个特色)。在谈到某一区域自然存在的生态系统要解决的问题时,考虑得最多的是社会的选择,而管理方面的努力要少得多。每一个系统需要在更大的范围内给以评价,从而使得保护的努力不会浪费在不可能成功的地方,例如,在系统潜在存在的极限范围。

2. 科学理解的状况

科学能够确定在什么地方生态系统是处于维持其特征(例如,隔离的森林斑块关键取决于山顶的薄雾,北极和高山的残遗种依赖于富含矿物质的泉水和冷凉的小气候)的环境条件的极限处。科学也能够确定在什么地方生态系统依赖于通过人类行动创造的人工条件(例如,在平均海平面以下的草地依赖于人造海墙或在干旱沙漠中的灌溉的农田和棕榈丛林)。

如果物种对环境的耐性和需求能够确定,就有可能确定在某一个特定的情况下它们距离其极限值有多近。然而,现在仅仅在少数几个物种和生态系统中能够做到这一点。即使到现在,在需要较大和花费多的管理努力的生态系统分布边缘,建立维持它们的保护价值仍然没有被认同

的理由。不过,对气候的研究有望提供可能变化的信息,而这些变化将使得一个特定生态系统不可能生存。

相反,气候变化可能会使得其他的边缘生态系统更加稳定。许多物种仅仅在非常极端的环境下生存和经过极端事件后才存活。例如,许多沙漠植物的种子如遇不上一场雨,则一直处于休眠。很难估测,是否由于气候变化引起的稀有事件发生频率的变化,将改善这些物种的生存。

3. 相关的例证和原理的应用

保护某些生态系统并不总是实际或可行的。例如,重建沿海沼泽,以取代被耗费巨大的洪水防护结构保卫的靠人工维持的牧场可能更有意义。盐沼应是占据这些地方的自然生态系统。因为对于海平面升高反应而产生的所谓“被管理的避难所”的观点已经正在被应用,但是,由于人类对土地和水的利用或气候改变,环境条件的变化是不可避免的。对这些变化的分析必须要达到对当今生态系统的生存和物种重新组合后未来格局都能够得到评估的程度。

如果气候和其他因素可能的变化能够确定的话,确定一个系统的存活力或需要使其永久存在的管理努力必将成为可能。可能很明显,某些小自然保护区的建立是为了保护今天的一个物种或生态系统,由于不可避免的变化,它们不可能起到那样的功能,那么进一步的悍然不顾自然的主要管理开支将被断定为毫无意义。

显而易见,某些生态系统已经被破坏到即使通过广泛管理也不能保持其功能和特征的地步(见专栏 5)。看一个研究例子,广泛的滑雪道建设涉及移去和处理表土,留下铲平的矿质土壤上没有植物覆盖。在大多数的情况下,植物的自然定居过程极缓慢,但是,侵殖种一致表现为各种不同演替阶段物种的混合,甚至还有所谓的顶极物种:这表明,物种的定居并没有遵循经典的演替原则。在这种情况之下,生态系统的管理决不可能恢复原来的植被和动物区系。不合适的行动可能同不采取行动一样坏,甚至更糟糕,因为这会浪费努力和不充足的资源。

4. 未来的需求

土地和水分利用格局是对人类的需求和必然发生的环境变化的反应,在此范围内保持生物多样性的可行性是问题的中心。对自然保护来

说,问题是要保持那些互不相连和隔离的保护区离可行还有多远,因为这些保护区通常被不友善和不支持的地方所包围。真正的岛屿和生境岛屿之间具有许多相似性,但也存在某些差别。将岛屿生物地理理论应用于生态系统的保护要同被管理的景观类型相联系。

需要更多研究的有:

- 当气候和其他变化强加不断增加的胁迫时,保护原来生态系统片断的有效性;
- 生态系统、物种和各种驱动变量变化的相对速率和随着自然界限的变化,保护某些特定地区生物多样性的现今格局可行性的意义;
- 限制未来管理选择的历史事件的重要性;
- 物种生存的边界条件,包括最小和最适斑块的大小和斑块之间的远近,以及物种跨过基质进行散播的能力。

恢复生态学需要通过这些考虑来指导,集合种群动态在这里可以发挥很大的作用。抓住那些在其分布边缘的物种不放,做出的巨大努力一般来说都是徒劳的。

环境变化将导致生态系统和物种维持它们现在地理位置的能力的变化。生态系统管理必须致力于未来的环境变化是否对于我们现在正在管理的生态系统将是适合的。否则,不是考虑抛弃这样的努力,就是必须考虑新的选择。

1.7.4 管理必须认识到变化是必然的

1. 原理阐述

管理者试图找到稳定的“原始状态”,借此恢复某些特定的系统或使一个顶极持续永远,这种状态是不存在的。所有的生态系统都处于经常的变化状态,这些变化主要是由种群的内部动态、进化和扩散的自然过程、不断变化的外部输入(如气候波动)(见专栏 10)和因为自然散布与人类行为引起的物种的自然分布所导致的。因为不同的物种对环境变化响应的方式不同,这就发展成新的物种组合从而将产生新的生态系统。

生态系统管理计划的制定必须接受来自生态学新思维和生物圈观察到的变化方面的教训。必须接受不断变化的必然性这一事实,包括由于

人类的行动已经使一些物种的生物地理屏障消失,它们的再分布就是必然变化。把所有的“外来”和入侵种都看作不可接受的闯入者的观点应该被更为实用的判断所取代。这样的实用主义的判断是基于这样的认识,即生物总是再分布自己的事实以及生物新的生态学角色的可接受性和控制它们的可行性。

专栏 10 气候变化

在 10 000~20 000 年前,在高纬度的冰期阶段,现在的撒哈拉沙漠和中东地区的降水要比现在高得多,下渗到下面岩石中的水导致了集结大量的地下水资源(Goudie 1977)。但是,这些地区最近的干旱气候意味着地下水的补给量大大减少和被开发的地下水同补给量是不同步的。叠加在自然气候循环之上的是人类引发的全球变化。人们的共识是在下一个世纪期间,全球温度将以大约每 10 年 0.2℃ 的速率升高(IPCC 1996),有些地区超过这一速率,而另外有些地区会更冷凉。然而,对于这样的变化怎样影响水资源还是不确定的。蒸发量很可能增加,但降水格局的变化却是不容易预测。可是人们担心许多地方将变得更加干燥,洪水和干旱会变得更加频繁和更加剧烈。

管理要重视生境条件(最主要的是气候和水文)可能的大的变化,探讨怎样才能保持那些将来可能存活的现存物种的生境和将来可能通过自然过程侵入的物种的生境。必须区分哪些变化是,哪些不是社会所接受和生态学上能忍耐的物种组成的变化。作为生物多样性保护的更大项目的一部分,可能需要考虑对适当的物种的引种和再引种,从而保持生态系统的整合性。

2. 科学理解的状况

稳定的顶极系统的经典信条已经受到了质疑,并且正逐渐被“自然在流动”的范式所取代。一个生态系统的准确的物种组成当然易于随时间变化,基本相同的生态系统在其精确的物种组成上也不相同。

物种分布的制图和物种分布与气候因素梯度的相关分析,在假定某种气候变化情景的情况下,能够揭示未来的潜在生境。许多古生态学研

究已经提供了相当的物种周转的确凿证据。欧洲和北美的树木在冰期和间冰期的顶峰期间将其范围移动了2000~3000km。一些模拟表明,欧洲山毛榉(*Fagus sylvatica*)的范围因响应未来的气候变化可能迁移几千公里。太多的保护管理计划隐含地假定气候和其他驱动变量的稳定性;它们必须予以调整,以充分考虑到已经被科学表明的变化的可能性。但是,精确的预测是不可行的:生态系统管理必须认识到生态学和种群模型的随机性。此外,某些进化上的变化可能太缓慢,以至于对气候的突然变动和迅速的生境变化来不及响应。

广泛认为,非线性和阈值效应在生物学系统中是普遍的。当一个病原超过其阈值密度时可能很快变成瘟疫:只有种群密度超过足够量的个体的阈值时这些个体才能找到(配偶),否则不能发生繁殖;某一个物种的种群只有当斑块大小超出其关键阈值时,该种群才是可存活的,而低于此阈值时,避难所是无效的(Mangel et al. 1996)。这样的效应都是非线性的,这就暗示,例如,种群的某项变化可能取决于实际种群的密度而有不同的效果,并且这些变化能够突然发生和超出人们的预料(May and Oster 1976)。

3. 相关的例证和原理的应用

生态系统管理者必须拒绝稳态系统的假设,着眼于哪些表明环境变化和生态响应的最可能的范围方面的模型和分析。这些范围可能非常大:如气候变化模型,不仅表明全球和区域的温度和降水的改变,而且也显示出切断北大西洋冰冷深层水的形成可能引起海洋环流的迅速变化(包括墨西哥湾流)。生态系统管理者需要考虑这些改变对生物多样性、生产力和保护意味着什么。

面对必然的变化,最安全的工作路线是保证物种和生态系统具有自我重新分布的机会。一个明显的结果是需要把管理单元和保护区从地形上和气候上做得尽可能的大而多样。因此,像 Serengeti 那样的大的国家公园的创建就是很好的应用,与需要保护现今条件下自然保护区包括的物种数量相比较,自然保护区没必要更大的原则是对该项原理的否认。规划保护区的另外一项技术是把保护区通过廊道连接起来,从而使物种的迁移成为可能:

种-面积关系能够预测多少物种因为生态系统面积的减少而灭绝。

但是,这一预测不能表示灭绝何时发生。物种在丧失之前能够在受到影响的生态系统中持续相当长一段时间。例如,在过去的400年间欧洲的景观发生剧烈的改变,但植物物种的灭绝实际上并不普遍。这可能是好消息,也可能坏消息。这就可能意味着如果对生态系统进行谨慎的管理,那么这些物种的丧失就会延缓,或者甚至被阻止。然而,物种可能保留,但它们不能更新,当最后一个存活个体死亡后,物种就会从生态系统中消失:这样的物种可被描述为“功能灭绝”。另外的一些种已经提高了它们抵御干扰的脆弱性。这些特征必须作为管理的根本进行进一步阐明。

4. 未来的需求

必须区分基于最好的科学知识的为变化进行的管理和对变化(如控制温室气体的排放)的管理。两者都重要,但生态系统的管理可能最关注的是前者。

管理者必须期望、接纳和管理变化,而不是阻碍它(见专栏11)。他们必须评估可能性和风险性,并结合灵活性(考虑预防的原则)。恢复生态学必须看成是可能的艺术(the art of the possible)。管理应当促进物种的动态响应,利用诸如自然更新和精心辅助的再分布。景观管理必须在空间尺度的所有范围内提供异质性和连通性。

把物种的再分布留给大自然将意味着许多灭绝和大的生态系统转变发生。有必要确定哪些物种在哪里将能够生存和确定是否值得帮助这些物种的生存。生物多样性的保护必须目光远大,抛弃那些某些地区的“自然”和“外来”物种的细微区别。由于气候变化,最危险的物种将是那些现在和未来分布重叠最少的物种。这些物种和它们将存在的(未来)生态系统应该作为行动(如先期主动再引种计划)的目标。该原则还暗示这样的含义,即需要分析在这些情况下是否保护的努力有价值。

环境因素是怎样决定物种分布的?物种是如何响应,特别是通过改变其分布而对变化的环境做出响应的?对这些问题更多的理解需要开展研究来实现。我们还需要对这些因素的性质和它们的作用的速率有更充分的理解。

专栏 11 侵殖和扩散的过程

古生态学的最新发展和有关扩散和迁移的当代格局的研究,已经表明生物圈是动态的。这样一个伴随迅速变化着的气候和动态生物圈将导致具有新的物种构成的生态系统的形成。在当代找不到类似物种组合的生态系统在第四纪的古生态学记录中可能发现,新的构成在将来也必将在将来出现。之所以有如此的悬殊差别是因为并不是生态系统整个地对环境变化发生迁移,同时物种又具有不同的扩散速率。这就意味着:

- 我们应该预测到并且为变化着的生态系统中的那些不熟悉的物种组合做好准备;
- 我们需要了解人类活动(如土地利用变化,植物、土壤和其他货物的运输、人类的国际间旅行)对物种扩散速率的影响;
- 如果需要,我们应该做好干预的准备,在那些具有重要生态学和社会意义的地区帮助个别物种的扩散,这样将有助于保持未来的选择余地。

1.7.5 生态系统管理必须在适当的尺度内进行,保护必须利用各级保护区

1. 原理阐述

在 21 世纪议程中所强调的综合土地管理(integrated land management)的概念含有优化资源利用的意思。它需要对一个区域的流域、沿海海域和各种各样的内陆区域进行评估,同时要考虑它们被利用的目的,确定形成这一格局的各个部分是怎样相互影响的,评价每个部分分离最佳和可持续的利用尚有多大差距。

生态复合体的范围大小从几个平方米的沙漠绿洲到如亚马孙地区大的陆地森林。生态系统管理必须在适当的尺度范围内进行才能成功。因为一个小的地方被其以外的过程和活动所影响,所以现在人们越来越欣赏对于一些确定的景观单元(如沿海区和河流流域)的管理。生态系统管理必须仔细考虑一个部分(例如河流流域的上游)的过程和管理活动影响

一个地区的其他部分和该地区的管理又是怎样进一步影响周边地区的(Acreman and Lahmann 1995)。

恰当的管理范围取决于系统的结构,综合土地利用的目标,自然干扰(如火、滑坡和洪水)的范围、相关的生物学过程(例如病害、放牧和繁殖)以及构成种群的扩散特征和能力。同水密切相关的管理问题的基本单元通常是流域盆地,因为它给水系划界,在其内生态系统的组成成分和过程通过水的运动而连接起来。可是,地表水和地下水的集水区域可能不一定恰好重合,记住这一点很重要。对于受空气质量影响很大的地区的问题(如酸雨),“气域(airshed, 同 watershed 相对)”将更合适,这就暗示源(如英国或德国的工业)和汇(如斯堪的纳维亚是受到影响的流域盆地)的综合管理(Acreman 1997)。

在一定的尺度范围内,相同的管理原则也适用于保护区。传统的观点认为,这些保护区只是被人为改造的世界中的自然或半自然环境的岛屿。在许多国家,与国际自然保护联盟(IUCN)所确定的保护区管理类型I~IV (Protected Area Management Categories I to IV)相一致的国家公园与自然保护区已经建立。这确实是保证生态系统和其内的生物多样性存活的必不可少的方法,但是需要把它们的规划和管理纳入到更广大的生态区域中。

IUCN 还认识到另外两类保护区:

V 保护的陆地和海洋景观;
VI 受到管理的资源的保护区 (Managed Resource Protected Area)。

这些地区是自然资源的可持续利用和物种与生境的保护需要结合的地方。适于划为第 V 类的地方包括那些富有文化和自然价值的欧洲部分地区的长期管理的景观,或那些土壤、水和植被覆盖已经有几个世纪实践的东南亚的水稻梯田景观。

第 VI 区应包括基本上维持了自然特征的热带地区森林,但是这些地区也已经被当地社区经营管理,以持续地提供他们产品(例如藤条、蜂蜜、野生动物肉、坚果和水果),或者包括被当地渔民持续管理的近海和湖泊渔业区。

第 V 和第 VI 类区之所以重要,既因为它们对人类福利的直接贡献,也因为它们能够起到在别的地方被重复的可持续的“样板”作用。因此,

人们把这些地区包括在国家和地方的综合和可持续的土地管理规划中的兴趣日益浓厚。仅仅地球的一小部分被划为最严格的保护区类型,这是必然的,因此自然资源的利用将越来越集中于更正式的保护区网络之外的土地上。这些地方可能是大的生物物理系统,例如,流域盆地、海岸线、高山、牧场和大的海区。科学家和涉及部门土地管理的政府机构需要同土地的拥有者一起,开发实施可持续生态系统管理的实用解决办法。

2. 科学理解的状况

尽管综合途径的概念被一大批科学家和政治家所推崇,但这种方法事实上是由什么构成却没有明确的定义。但是,土地评价的科学进展很好,虽然它不能充分地考虑可能的变化(见4.6.4节)。但是,对于需要进行有效生态系统管理的单元大小的详细理解还远远不够深入,评价其他可供选择措施的效益的方法还远远不够完善,例如,对于经营一片森林,是为了用材,通过轮伐,获得多用途非木材林产品,或为了生态旅游,或者作为一个极端的情况,用耕地或牧场取代森林效益更好呢?

非常相似,适用于管理不同的IUCN保护区类型技术的知识不少,但是当准备第V类保护区(陆地和海洋景观)的总体规划时,对于非生态科学(特别是社会科学)应该怎样应用的评价却很少。当这一原则得到有效应用之前,该领域的办法论应该有相当的发展才是。

3. 相关的例证和原理的应用

当前,国家和地区的21世纪议程,国家保护战略(National Conservation Strategies)和可持续发展战略,以及所制订的其他旨在优化河流流域土地利用或行政管理单元的问题引起了人们兴趣,这些都是这一原则怎样在合适的范围内管理生态系统和生态复合体正在发展的例证。许多国家的国家保护战略试图考察国家环境的状况,检查资源利用的影响和联系,确定实现保护和可持续发展大目标的操作原则和机制(PNCS 1992,见专栏12)。

就保护区而言,从本质上讲,是选择了正确单元与否的问题。主要的一些国家综评,如英国自然保护评述(UK Nature Conservation Review)(Ratcliffe 1977)和生物多样性行动计划指出:如果单元适当,生态系统管理规划就成功,但如果不当,保护区就可能不可行,那么一切努力可能

白费。在这一点上,地方的大小与所要管理的物种密切相关:大型捕食者(如狼)的可存活种群要求的面积就比如果这样的关键种已经去除,人类的管理是用于控制像鹿这样的大型草食动物时要大得多。

专栏 12 巴基斯坦的十四项优先项目地区(PNCS 1992)

1. 维护农田土壤
2. 提高灌溉效率
3. 保护小流域
4. 支持林业和种植业
5. 恢复牧场和改良家畜
6. 保护水体和维持渔业
7. 保护生物多样性
8. 提高能量效率
9. 开发和部署可再生资源
10. 防止/减少污染
11. 管理城市垃圾
12. 支持公共资源机构
13. 整合人口与环境计划
14. 保护文化遗产

被保护景观成功管理的例子很多。例如,在菲律宾的吕宋岛,水稻梯田占地约20 000km²,并可追溯到2000年前。大部分的水稻种植在非常陡峭的坡地上,虽然在湿润和靠不住的气候区(年降水量超过3000mm)和地震带内,这一地区的土壤、水和森林资源得到了有效的保护,长期的生产力得以维持。相反,在一些热带国家的崎岖不平的另外许多地方却发生了水土流失。当地的Ifugao人创造了这一景观,并且同很强的文化传统是紧密结合在一起的,以适合于水稻生产的每年的生活周期为中心。菲律宾政府已经制订了一个保护和恢复梯田的总体蓝图,涉及同当地社区密切合作,以可持续的方式发展当地的经济,包括依靠该地区自然风景和文化重要性发展生态旅游业。

加纳的Boabeng-Fiema Monkey Research展示了第V类保护区的恰当的生态系统管理。这是低地带的残存森林。这里保留了大部分的自然

特征,因为当地社区尊崇当地黑白疣猴和白腹长尾猴(clobus 和 mona)组成的马戏班而使得这里得以保护,其结果是其他野生动物也受益。但是,这一地区的开发价值同样给人深刻的印象。自然保护区固定地提供净水,森林中的棕榈植物用来酿造棕榈酒,既可在当地消费,也可卖给来保护区的游客,为获得价格珍贵的蜂蜜,森林中的蜂巢受到了当地社区的保护,人们还从森林中持续地获得原材料用于编制篮子和其他手工艺品,既满足当地需要,又可卖给游客。此外,森林中的某些限制的地方还在传统的轮作制度下进行定期的耕种。

4. 未来的需求

发展综合的资源管理对一些国家来说是最重要的要求,规划要在生物区域水平,而不是依靠行政管理边界来制定。生态系统的管理需要面向大尺度的生物物理系统,如河流盆地、海岸线、高山、牧场和大海域地区。必须准备国家保护战略和国家可持续发展战略,借此确定土地和水资源利用的最优格局和生态系统管理的单元。制定实施优先项目的方法是重要的,例如,巴基斯坦的 NCS 计划就是在生态系统管理指导原则的框架内进行的。

在其范围更大的策略和政策范围内,所有国家应当发展自己的保护区系统,利用全套的 IUCN 保护区分类,而不是像过去那样,仅仅利用那些高度保护的公园和自然保护区网络。这样的系统将使得一系列的环境得到保护,从接近于全自然的地区到那些明显具有人类与自然的可持续关系的悠久历史的地区。在保护区的网络内包括已经被人类改造的地区的重要性在于它们不仅含有自身重要的自然价值(许多经过人类改造的生境有丰富的野生动物,有些物种确实依赖于人类改造的生境才能生存),而且因为这些地方的管理对其他没有受到正式管理的地方有重要的启示,它们一般来说可作为农村地区的“绿色指纹”(greenprint)。

然而,被人类改造过的地方的保护需要一系列的新技能,而对于仅受到过传统训练的保护区管理者来说,他们的这些所需要的技能并不都具备。他们可能需要提供农业推广指导和捕鱼帮助——一般来说只能找到鼓励生存的方式和传统资源利用方式的加强。很显然,这是一个有一定难度的领域,对于生态系统的管理需要强调多学科的方法(见本书 1.8.5 节)。对于向被人类改造地区注意力的微妙转变还有另外一个好处。它

将推进这样一个变化的进程：即涉及更多的部门利益，从而使所有部门共同参与，达到综合生态系统管理的更广泛应用之目的。

1.8 操作性原则

1.8.1 生态系统管理需要从全球考虑，从局部着手

1. 原理阐述

地球系统的所有组分间都存在着相互联系，因此，生态系统管理的最终尺度是全球。我们可以通过政府间的渠道来制定全球尺度的生态系统管理政策，如减少 CO₂ 排放的国际公约，也可以通过国家级的组织，来制定景观、大的海域或海洋沿岸尺度上的生态系统管理政策。然而，地方当局、公司或个人更关心的是诸如就业、食物和健康一类事情，只有他们在当地实施这些政策时，生态系统管理政策才能生效。

公众对同温层臭氧枯竭的反应大概就是从全球考虑而在当地采取行动的最好例证。这实际上是一个全球性问题，但在局地尺度引起了注意。受到一些好的公开性的影响，人们要求采用不含 CFC 的喷罐和旧冰箱的安全处理方法。这种行动作为正反馈，给制造商和政治家们施加压力，从而促成了替代产品的生产和导致臭氧耗竭化学物质的禁止使用。

生态系统也必须在局地尺度上，并通常由生活在那里的人们进行管理。因此，其成功与否取决于当地的社会条件，包括土地使用安全和社会需求的本质，如贫穷。生态可持续性以社会的可持续性为先决条件。应首先致力于解决当地由于人类压力引起的问题，然后到区域，最后到全球。

因此，世界范围内，全球生物多样性的保护依赖于大量局部地区成功的生态系统管理行动。需要认识局部地区的思想和行动的广泛重要性，这就需要有良好的交流和能充分承认当地的社会环境和迫切需求的管理方法。

类似地，21 世纪议程的内涵在于，假如一个社区的所有投资者团结起来，共同维护他们自己所理解的可持续发展，以及生态系统如何管理才能满足他们的需求，那么更广泛的国家和全球可持续性目标才能实现。否则，如果没有当地的行动，一切将成为空谈。即使是在富裕的社会中，

全球性问题似乎也是遥不可及,而占主导地位的仍是当地的问题。

2. 科学认识的状况

大多数传统的管理实践是小尺度和斑块化的(如控制养分输入、放牧制度、水分流动与林地和灌丛的转化),而我们所了解的结果大部分也只是这些行动对生态系统动态的小尺度和短期影响。预测和管理长期的趋势或对其大尺度的扰动(如大的洪水、干旱或火山活动)进行调控要困难得多。同样困难的是,预测如何将局部的管理行动整合到区域或全球水平上。事实上,混沌理论认为,不可能通过大量的小尺度局部事件来预测大尺度事件的结果。

然而,也存在着明显的例外。许多大尺度污染问题已经被认识并通过从全球公约水平层层下达到具体的禁止化学物质排放或净化排放的行动得到解决。目前,对生物多样性保育或自然资源管理的整个领域都适用,并确保全球和区域保护目标通过良好的设计和有效的措施来实现的科学知识是否存在还远不清楚。

3. 有关的例证和原则的应用

当今,地球上几乎没有不受人类影响的地方,火、人类的捕猎或森林内树种时刻意的人为选择,使许多原来的自然景观都被大大地改变了。这些改变开始都是由小尺度和局部活动引起的。

社区参与选择生态系统管理目标被认为是必需的。在津巴布韦的CAMPFIRE计划中,居民们特意在公有土地上选择经营和种植当地的野生植物。这证明更大的区域性的生物多样性和生态系统格局的问题可以通过改变当地人们与环境的相互作用,监测其结果并对过程稍微进行一些调整等途径得到解决。

许多实例表明,通过国际公约或其他方式如何建成一个全球性框架,并如何将一些国家和地区采取的行动与它们联系起来。在欧洲,大范围跨边界的空气污染就是一个国际公约的主题,它最终导致建立一系列减少国家SO₂排放和工业中采用技术控制手段等目标的建立。在《蒙特利尔协议》下,消耗臭氧的物质已经停止使用,许多政府和企业均采取行动,并开发和引进了替代产品。从地方当局对有关产品、企业或用户的管理,到有明确目标和强制实施标准的国家法规或政策,到对需要解决的问题

的地区性或国际条约的制定,防治污染的行动几乎总是一个连续体。《生物多样性公约》是又一个统一和鼓励地方行动的全球性行动框架。问题在于,生态系统管理的科学好到什么样的程度才能指导它们并使它们有效。

4. 未来的需求

局部过程与全球过程之间的相互联系需要有更深入的了解。正在进行的分解全球气候模型的努力,是朝着这一方向努力的一个步骤。在不能预测全球过程的局部影响之前,社区的共同行动几乎是不可能的。同样,局部的小尺度变化对更大尺度生态系统的影响,也需要有更多的研究。种群生存力分析和临界生存面积,特别是对大量生态幅广而种群密度低的物种的研究,也需要应用于当地水平的生存策略。

如果生态系统管理要在局部水平上进行优化,当地社区必须有更大的建设能力和给予更多的授权,从而使他们爱护自己的资源,而不至于对贫困和权宜的压力产生曲解。这些社区必须给予获得技术和额外必要信息的便利,使他们在行动过程中得到帮助。

诸如《Ramsar 公约》、《生物多样性公约》和《迁移种公约》等国际公约,也需要在当地实施。这些公约为把当地的行动同全球的背景结合起来提供了现成的构架,例如,只有当合理地利用了 Ramsar 某一局部的湿地,才能实现对全球保护的贡献。这些全球与区域的连接需要得到发展,并通过有效的生态系统管理技术来支持。

1.8.2 生态系统管理必须寻求在适当层次上维持或加强生态系统特性和功能

1. 原理阐述

在全球范围内,对于维持生态系统至关重要的生物学、化学和物理学过程均受到了干扰。这种变化正在普遍加快,导致了许多生态系统结构与功能的退化,损害了对可持续发展的选择。其最立即的后果可能是生物多样性的丧失,但也存在着一些重要的环境公益进一步减少的危险,如地下水的维持、水质、养分循环和食物链支持。

通常,只有在生态系统受损后,如水质的下降和渔业的减产,生态系

统功能的重要性才能完全被认识。无论是评价管理实践的需求,还是度量管理实践的成功与否,均需有生态系统状况或健康指示。一些人认为,食物链顶级的大型物种可以作为生态系统健康的指示物。而另一些人考虑到各种生态系统功能均在不同尺度上作用,从功能分析的观点出发,认为生态系统管理应当从包括生物和非生物要素的整个景观尺度来考虑。

生物多样性与生态系统功能之间的关系是复杂的。健康的生态系统在其现有状态下成功地实现着其功能。生态系统健康与生态系统整合性不是同义词,生态系统健康不仅指功能上的健康,还包括应付变化的能力。

在确定“生态系统健康”时,应当记住正是那些种类,甚至是微生物的功能,以及生态系统内广泛出现的各种过程才是需要考虑的。功能分析不仅从生物多样性中测得不同的参数,而且还为生态系统更广泛的社会经济价值提供了一种重要的连接(Maltby et al. 1996)。

生态系统可以丢失某些特征种而仍能维持其功能和过程。然而,在所有主要的营养类别中,一定量的物种是生态系统成功地发挥其功能所必需的。生态系统结构和用途可能是社会选择的结果,但管理应确保其可持续性,并且不对相邻生态系统的完整性构成威胁。

2. 科学认识的状况

生态系统“健康”和整合性概念的含义和重要性仍存在着许多争议(见专栏5)。生态学研究的重点也正向强调生态系统功能方面转移。生态系统功能关系通常是复杂的,然而,我们对它们的理解依然是相对简单化的。

许多物种种群的分布范围包含了起源和汇集区域。在种群的汇集地区,死亡超过了更新,但来自起源区域的迁入使种群得以维持。在种群的起源地区,更新超过死亡。当环境变化影响了以这种方式的种群组成时,这些影响可能是深远的,而且是不可预测的,除非我们能够阐明种群的起源-汇集的结构。

目前,许多生态系统管理实践是建立在指示种的基础上。例如,在美国、英国(以及不久在挪威、新西兰和法国),建立“生态学上可以接受的最小流动”和河流恢复计划中的成功/失败评估已经通过考虑到目标种,如褐鳟(*Salmo trutta*)对栖息地环境的要求而取得了成功(Johnson et al.

1996)。选择褐鳟,部分是由于它对物理环境条件的敏感性,部分也由于管理的目标通常是建立一个健康的鳟鱼水产业。

3. 有关的例证和原则的应用

在维多利亚湖中引入尼罗河鲈鱼(*Lates niloticus*),对其他物种的生物多样性产生了较大的影响,特别是对当地特有的丽鱼科(Cichlids)热带淡水鱼的影响。但是,为了形成一个合理的生态系统管理方案,我们需要在功能上对这些相互作用和影响有更多的了解。种群大小的变化或鱼类的种类平衡,如增加食草性种类,可能是降低富营养作用、改善水质的一种手段。英国的诺福克布洛兹地区(Norfolk Broads)就采用了这种生物调控手段来减少鱼类对浮游动物的捕食,增加对浮游植物的消费量,提高了河水的清晰度。这种方法使深水植物成功地得以重建(Moss et al. 1985),从而提供一个生态系统管理的直接实例。

微生物过程,如反硝化作用,可能为离开溪流和河流一定距离的积水土壤中提供硝酸盐沉积功能起到极其重要的作用,但更重要的是对河流水质的维持。这些区域周围水流方向的变化,使河流与湿地间连接的功能丧失了。简单地通过建立平行于河流的缓冲带的方法,不可能使水质得以重建(Maltby et al. 1997)。

4. 未来的需求

随着不断增加的经验性工作,越来越多地针对关键种或特殊环境条件在生态系统过程中的重要作用。在这一迅速发展的领域里,许多细节性问题尚未解决,也几乎没有指导性理论原则。

物种特别是微生物的功能,以及控制关键过程的因子所起的作用,需要予以详细考虑。需要有评价生态系统功能、健康与整合性的实际指标和标准。决策者需要有一些指导性方针,特别是在一些关键条件变成不可逆转以前能够识别它们,这样,这些问题就能适时地应用生态系统管理加以解决。生态系统管理的目标就可以避免那些不可逆转因子的影响。

退化生态系统恢复需要有特殊的指导性方针,用以考察恢复不同功能或功能组合的最佳途径。

1.8.3 决策者应当以源于科学的适当工具为指导

1. 原理阐述

有效的生态系统管理必须基于自然的法则。基础的物理学、化学和生物学过程最终将会限制人类的欲望和行动,而不是相反。自然科学所面临的挑战是掌握控制自然环境的法则,及其所引起的生物学动态变化。这是指导生态系统管理者的最重要基础,反过来它也将确保人类活动的可持续性。

在那些已具备必要的基础科学知识的人们和决策者之间仍有很大的距离,而决策者的行动将在不同尺度上影响生态系统的管理。有效的工具同专家们的知识相结合,是合理的生态系统管理所必需的。生态系统监测和管理的影响必须反馈到将来的行动和政策的制定中去。科学应当承担更积极的角色,使政策制订者们知道选择各种生态系统管理途径(包括不采取行动)的后果。

以前的科学的研究和理论发展也未必为管理者提供了最适合的工具,而且有时并不是所有的生态学理论领域,在有关生态系统保育方面的争论都与必要的行动有关。例如,有关弹性方面的讨论,作为生态系统数学模型属性的度量,在理论科学中是有用的,但对于当前是否能够将它们开始应用于实际的保护目的还值得商榷。同样,当测定生态系统中物种灭绝速率的科学技术,向我们提供了有趣的数据时,管理者需要知道,如何来保护生态系统及其组成的有效功能。生境片段的最佳形状与大小,甚至它们的长期生存力的不确定性,都阻碍了对破碎化生境的管理。许多情况下,这些生境片段是过去土地利用实践的产物,其格局是当今的生态系统管理者所不能控制的。

虽然对生态系统功能的科学理解本身并不能达到保护的目的,但科学是做出正确的管理决策的基础。科学的研究的发现必须经过综合、解释和可以应用,同时也需要普遍地向决策者和社区做出解释。有效的科学争论,将影响政策和决策,又是对保护案例的补充,如通过证明保护区在洪水控制和水供给方面的作用。同时,管理本身也必须反馈到将来的实践中,以阐明管理的影响,使其程序得以调整,生态系统状况的常规监测是至关重要的。

2. 科学认识的状况

已经有大量的生态学和其他科学文献，并出版了许多生态系统管理方面的案例研究。问题在于，它们是否解释了从现代理论生态学中产生的关键参数和相互作用。这方面的例子有物种生存力分析、生态系统动态、斑块动态、弹性、生物多样性与生态系统功能之间的关系、变化的不可预测性变化和混沌理论等。

一个重要的问题是理论科学与生态系统实际管理者的距离有多远。我们所处理的并不是完美与精确的科学。关键是否有足够的科学理解提供给决策者，以及是否他们会接受模型、程序或理解上的空白所带来的风险。过去，情形总是这样，通常因为风险是未知的或假设是最小的。而今天，人们不太愿意接受风险，预防的原则是需要一个避免引起环境破坏活动的社会优先选择的描述。科学的研究是减少不确定性和不可预测性，缩小预防方面的空白，进而达到更有效和经济地管理，以及更有效地利用自然资源的一种手段。

3. 有关的例证和原则的应用

“临界负载(critical load)”的概念(Battarbee 1995)，即生态系统所能忍受的不使其发生重大退化的最大污染物输入量，是有关生态系统耐受力和弹性的一种实际表达，已被采纳并应用于限制污染排放方面的立法。临界负载不是一个抽象的理论概念，而是定义弹性并使生态学理论被实际的生态系统管理者所应用的一种切实可行的方法。

生态科学已经证明酸雨对环境有多方面的影响，包括同树木表面干沉降以及与土壤、氮循环、阴-阳离子平衡和土壤缓冲区之间的相互作用。利用这些数据的结论，可以预测生态系统管理实践对生物地球化学循环的影响。例如，在易遭受酸雨地区，森林砍伐可能使污染物的俘获量减少，氮素矿化作用增加引起硝化作用或酸化，并伴随着阳离子的产生(见本书4.1节)。这方面的知识已经发展成为森林管理者的实用指南。

湿地的功能评估程序，是以阐明自然发生的生态系统过程为核心，按照它们在维持重要功能方面的作用，提出决策者可以采用的评估下列内容的指标：①生态系统的一般功能；②我们感兴趣的某种特殊功能；③对系统或者其个体特性的具体影响所产生的作用。美国开发了很好的综合

性技术。在欧洲,开展了基于特殊景观区域——水文地貌单元功能为基础的一系列河岸生态系统的经验性研究(Maltby et al. 1996)。功能评价程序为决策建立了一个学科基础,其最有用之处是采用了专家系统的方法,吸收了最易获得的现有科学知识。这个概念并不是专指湿地的,可以拓展到其他生态系统,而且还是发展与潜在用户对话所必需的。

一个来自距今 100 年前建立的北美保护区的证据表明,由于人类活动的影响,422 种植物中,有 155 种已经丧失(Drayton and Primack 1995)。于是,旨在减少并逆转这一物种丧失的管理行动被启动。物种的再引入是该计划的主要特征。此外,科学与管理在这一过程中相互作用,试图在控制条件下,利用多个不同的技术,重建物种。这就导致了生态系统管理技术的客观比较,这些管理技术可以反馈到将来的决策中去(见本书 3.2 节)。

4. 未来的需求

目前存在着将好的科学研究成果更有效地转化到生态系统管理中去的必要性,这样可以更好地确定目标和做出选择,从而增强投入的效益。如可能的话,在生态系统管理的 IUCN 委员会内成立一个智囊团,就可以把来自各党派对生态系统管理感兴趣的有关代表有效地组织起来。该智囊团然后还可以考虑如何来优化管理过程,以实现其社会目标,更准确地确定管理单元和增强保护策略。代表们和有关组织间的信息交流是必要的。例如,从事环境与保护研究的科学家,应当参加有关面向工业界的会议,而工业或商业部门的成员,应当出席一些科学方面的专题讨论会。

管理人员和决策者应得到足够水平的训练,使他们能够做出有远见卓识的决策。在生态系统功能领域,使用简单的方程,而不是复杂的生态系统模型,为实际管理者提供了转化成可测量指标与过程模型的可能性。生物地球化学和生态学的基础研究,能够并且应当为生态系统管理技术提供基本依据,这些依据必须以适当的形式(而不只是以科学术语的形式)表达,否则就不会被管理者采纳。

应当考虑各种生态系统管理途径的投入效益。核心区评价与不同管理技术的评估都应严格地定量化。应用专家系统的方法来开发决策支持系统,从而将科学知识最有效地提供给管理者,这种做法应当鼓励。

教育必须在把保护科学与其他思想整合在一起的过程中起关键的作用。

用。通过一些生态学基础训练,增强非本领域学生的环境意识,他们是未来的政策制定者、经济学家、开发商和企业家。但这种训练必须是正面的、实际的,强调生态系统管理的能力,而不是不确定性和环境灾难的可怕征兆。

1.8.4 生态系统管理者必须谨慎行事

1. 原理阐述

自然界是高度复杂的,而人类的认识则不可避免是有限的。对于人类活动的生态学后果,我们缺乏(也许我们永远缺乏)全面、可预测的认识。我们无法了解生物多样性或生态系统功能丧失的全部含义。尽管随着时间的推移,这方面的知识会不断得到改善,但现在还不可能得到,然而,我们现在又必须做出有关生态系统资源利用与保护方面的重要决策。

科学家必须用常人可以理解的语言来描述风险和不确定性,使能够详细区分事实与判断。在没有事实支持时,政策制定者不应该要求严格的结论,或为迎合自己想达到的政策目的而歪曲科学结论。

说明资源利用没有害处是那些利用资源的人应担负的职责。有关的证据不应由从事资源保护的人提供,而应由资源开发的人提供。从事自然资源利用的人们必须认识到他们行动的真正代价。用经济学的行话来说,那些当前是外在的和被忽略的代价必须内在化。在所有资源利用的场合,都应采用并推广“污染者支付(polluter pay)”的原则。按照反对风险的习惯行事可以避免损失或难以接受的风险,从而在不同使用团体和不同代之间达到平等,实现资源的可持续利用。

资源保护的“最低安全标准(safe minimum standard)”,是一种与预防原则相一致的特殊途径。该术语最初是指应用于野生生物种的保护策略,即种群大小具有一个临界值(最小存活种群),低于该值时,种群就不能恢复。制订最低安全标准的目的是,只要某种行动所付出的代价没有达到无法接受的地步,至少可以确保维持该最小存活种群。

2. 科学认识的状况

由于我们的知识总是有限的,因此采取预防性原则是必要的。目前

更需要小心谨慎,因为我们只有有限的长期记录,据此确定什么样的影响会引起不可逆的变化。生态系统管理的跟踪记录不是完全令人鼓舞的,意想不到的事件,如鸟类种群对 DDT 和 PCB 的敏感性,使科学家们感到吃惊。科学的目标之一,就是要通过重点突出的高质量研究,来减少不确定性,结果应该是更加投资有效的环境管理,因为这样能够减小安全方面的差距。

就栖息地破碎的后果而言,科学的推论是相当准确的。岛屿生物地理学家们已经从理论和经验上证明,岛屿物种,特别是土著种对生境破碎的影响尤其敏感,已知的受威胁植物种的 1/3 都是土著种。

3. 有关的例证和原则的应用

在诸如限制破坏臭氧层物质排放的《蒙特利尔协议》,或有关向北海倾倒潜在有毒物质的《第三次部长会议宣言》等国际性条约中,均明确使用了预防性原则(O'Riordan and Cameron 1994)。很显然,在美国的污染控制措施中,也采用了预防性原则,它要求在一种物质的最大容许浓度和已经证实有影响的最低浓度之间,有一个实质的安全区间。

对生态系统的各种影响很难预测,只有在生态系统功能受到损害以后,才能看到其负面影响(见本书 3.3 节有关胁迫下生态系统功能的讨论)。自然保护策略对这一问题的解决主要通过证明不适当的管理行动,或不完全预防措施的可能后果,以及通过精心布置的监测计划。

为了保护处于食物链顶端的大型动物种类,就需要保护它们赖以生存的小型动物。因此,如果这些物种是生态系统管理的核心,且已经确定出每个物种的最小存活种群范围,并得到维持,那么其他要素组分也应得到相应的保护。这种方法避免了对系统所有特征的繁琐研究。但为了验证假说的正确性,监测工作是必不可少的。

4. 未来的需求

在生态系统管理中有必要保护几种可能的生态系统,而不必只是保护目前状态的生态系统。预防措施的形成应以维持生态系统功能为前提,高多样性和高功能重要性的区域(如水资源、鱼类生产、侵蚀控制),应当成为资源保护的目标。

当现有的信息不足以做出可靠的决策时,假如要形成和实施一个调

查和数据收集计划时,各项行动都必须得到授权。资源利用的增长,不能超过知识的积累、资源生产及其在生态系统中功能作用的速率。

我们必须采用适应性管理,而不应过分保守。生态系统管理者必须自愿并且能够按要求经常和迅速地改进管理政策和实践,这必须包括自愿地放弃一些观念并承认错误。为了推动这一点,管理程序必须对所有投资者完全负责,并且不断地进行生物学、社会学和经济学评估。

1.8.5 多学科交叉的途径是必要的

1. 原理阐述

生态系统有多种物理的、化学的、生物的和人类的组分。例如,湿地生态系统受土地利用、社区、法律和传统等多种因素的影响。因此,实施完全综合的方法,意味着通过生态、经济和社会因素的综合,控制生物学的、物理学的和人类系统,以达到管理整个系统的目的(Wood 1994)。显然,只有在土地管理中采取整体步骤,生物多样性才能得以维持(在21世纪议程中称之为“综合措施”)。这就需要建立包括水文学家、水利工程师、生物学家、农学家、林学家、物理学家、土壤学家、规划人员、人类和动物健康专家、生态学家、社会学家、统计学家和法律专家在内的跨学科队伍。鉴于能做出相应的贡献,其他行业的专家也不能排除在外。

这些队伍需要针对一个广泛的部门目标开展工作,主要包括种群动态、水质模拟、灌溉、健康问题、水生植物、鱼类、放牧、立法、培训和可参与的农村评估等。此外,还有许多跨部门的问题,如通过开发地理信息系统来叠加各种空间数据集,公平的资源分配,社会参与资源管理的发展,协调规划与管理的权力机构的建立和运行等。

按照惯例,不同学科趋向于组成不同的部门。例如,水文学家和林学家属于不同的部门,两个部门间很少有正式的接触。每个部门通常都有自己的机构和职责,其中许多机构都与水的问题有关。就生态复合体间的联系而言,不同部门、不同机构间建立起协作关系,并发展成为多学科的队伍是至关重要的。的确,生态系统管理必须承认,没有哪一个个人或机构能够包含所有涉及的不同方面。各机构应当在项目规划与实施的各个方面进行协作,包括问题分析、项目设计、数据收集、分析与建模、政策制定、管理与实施,监测与评估等。

整体步骤不能停留在多学科队伍的基础上,需要整个社会的参与。其中信息、教育和对话是必需的。经济学模型需要对环境价值给予充分的重视,而科学团体则需要对自然保护与持续利用的迫切性给予解释。除了在物理和生态学系统所期待的变化外,对社会变化,包括社会需求的变化也必须做出预测。

2. 科学认识的状况

采用多学科方法进行环境(而不是生态系统)管理的实例很多。然而,这些例子均暴露出许多科学方法论上的不足。尽管许多项目和科学的研究均涉及由不同学科的合作者参加,但目标通常是由单一部门的。例如,自然系统的经济学评价,需要对各种自然功能进行量化,如湿地的野生生物维持和养分保持功能。这是非常直观的,但传统意义上的成本效益分析,并没有真正考虑诸如自然美或一些神圣的森林树丛等无形资产,很少用跨学科的方法对不同的选择进行严格的比较。

3. 有关的例证和原则的应用

在前面提到的国家保护策略的陈述、国家可持续发展策略和其他跨部门计划均阐明了这个过程。实质上这种方法已经集合了多学科的队伍,他们指导着涉及所有政府主要部门利益的委员会,并将其计划在地方和区域的社区水平上进行公开讨论。环境影响评估也包含来自各学科的贡献。

尼日利亚北部 Hadejia-Nguru 湿地的经济评价,就涉及生态学家、水文学家和经济学家的合作(Barbier et al. 1997)。该评价证明了该湿地的传统农业和渔业价值超过了河流上游的集约化水稻灌溉计划的,该河流因河水转向减少了湿地中的洪涝。

在喀麦隆北部的 Waza-Logone 冲击平原,包括了 Waza 国家公园保护区的恢复计划制订过程中,涉及许多专家,包括社会学家、生态学家、同当地社区一起工作的水文学家、当地和地方政府、私人组织和公园负责人等。他们谋求土地利用规划和资源分配(尤其是由跨越冲积平原的堤坝形成的 Maga 湖水资源分配)的共同目标(Wesselink et al. 1996)。

4. 未来的需求

首要的是建立有效的机制,使不同学科间相互渗透,并把不同的科学方法整合在一起。可能没有必要对任何部门的学科改变太多,主要是加强它们之间在社会决策制定过程中相互联系的手段。一些社区决策制定技术,冲突的解决等类似的东西均需在这里提出展望。用经济学、商业和科学的手段来提高成本效率显然是重要的。

1.9 应用原则

要应用这十条原则,必须具备一系列的条件。下面是对有志成为生态系统管理者的几项建议:

- (1) 将管理置于一个社会范畴内,确定生态系统或单元(包括美学价值)管理的原因,认识到局部的考虑和需求经常起主导作用,同时也必须认识到全球范畴内的需求;
- (2) 在不同选项之间做出抉择时,必须结合风险评估和成本效益分析;
- (3) 考虑谁将从事管理工作以及管理决策如何适应行政程序;
- (4) 将管理单元置于一个空间范畴中,从局部景观和更宽广的区域或全球范围内的适当尺度解决问题;
- (5) 也要考虑管理适当的时间结构;
- (6) 为功能评估、管理,也包括监测确定关键参数,包括关键的环境参数、关键种和社会经济要素;
- (7) 建立相互作用和驱动变量模型,将物种生态学同分布单元联系起来,并阐明不同情形下组成系统物种的可能格局;
- (8) 采用适应性管理,应当期待、适应并设法促成这一变革变化,而不应阻止它。充分估计可能性和风险性,同时结合灵活性(预防原则)。考虑到认识上的限制和制度上的缺陷这一事实,管理决策还应该包括一个保险因素;
- (9) 把恢复生态学视为可能的艺术,并详细描述实现生态系统有效恢复所需的技术。

1.9.1 一些极为突出的(over-arching)问题

1996 年世界自然保护大会 Sibthorp 专题讨论会概要

Martin Holdgate

本专题研讨会讨论了一些基本问题。其中最重要的问题可能是：生态系统方法对保护性管理是否真正有效？第二个相关的问题是：相同的原理是否同时适用于陆地和海洋的管理？第三个大问题是：我们管理的真正含义是什么？事实是：我们通过对人类活动的管理来对生态系统施加影响。我们用关键的、重要的或有价值的物种状态作为一个生态系统状态的指示，并通过它们的反应来判断管理措施的成败。我们并不将生态系统作为一个整体来监测。

我们的思维通过各智力发展阶段而进步，而这些智力发展阶段所提出的挑战和产生的结果具有同样重要的价值。早期的生态系统数学模型引起了方法论的挑战，从而导致了更加有用的第二代模型的产生。为迎接另一个重大挑战，即如何对生态系统及其组分进行“估价”，并使它们在经济学模型和判断中得到反映，生态经济学应运而生。生态系统管理将按类似的挑战和反应轨迹不断进步。如果社会选择是决定行动的最重要因素，或许我们将必须同社会科学结合。基本环境保护(primary environmental care)的概念与实践便是一个例证，它将社会科学与自然科学的融合作为制定政策的基础。

显然，我们面临着许多专业上的挑战。其中之一就是有关数据的准确性和取样的精确性。如果基于不可靠数据的推断，做出正确的社会判断是困难的，甚至是危险的。另一个主要挑战是有关生态系统内和生态系统间功能重复的重要性，以及物种和系统替代的可接受程度。作为应用的基础，我们需要通过基础研究来填补知识上的空白。

十项“原则”

从这十项原则的讨论中得出的五个结论：

第一,并且是最基本的一点,一般认为,它们确实形成了一个有用 的出发点,但显然它们还需要适应更特殊的国家或地方的条件,特别是因为局部尺度的管理是十分严格的。这些原则可能需要再进一步细分,因为并不是在所有情况下它们都是同等重要的,而在一些局部范围内,某项原则下的细则可能是至关重要的。

第二,多数人一致认为,生态系统必须在社会范畴内进行管理,即通过调节人类影响进行管理。管理计划必须清楚地体现社会的选择,但对所提议的行动,必须与外界很好地交流,以取得社会大多数人的支持。此外,我们必须考虑到社会范畴是不断变化的,所以灵活机动的反应也是必要的。并且,社会范畴不能定得过窄,地方社区易受许多重要的外部影响的制约。

第三,我们必须牢记,生态系统的完整性不同于生态系统的健康和持续生产力。作为将来一种可能性的基础,我们需要维持生态系统的多样性和可恢复性。本专题讨论会已经注意到有关草原和湿地方面的实证。

第四,无论是从科学还是从社会的角度来看,管理是一种可能的艺术。科学可以提供指导方针,同时突出不确定性领域,以避免可能发生的错误。但是,选择管理的空间尺度,需要依据系统对其自身动态的敏感性,和包括迁徙种在内的系统组成物种的运动范围而定。在陆地上,保护区被缓冲带和其他栖息地包围而得到保护,其间有廊道相连,可以相对准确地界定它们的范围,但管理他们所需要的空间尺度大不相同,无论是边界还是管理的规定都很难与特定的地理特点建立关系。管理者始终应当谨慎从事。

第五,要善于接受不可避免的变化,但我们在确定替代计划时要小心翼翼,原因是一个单一的变化可能允许有多种社会选择。选择必须是开放的——但对某些路径必须明确树起“此路不通”的标志。

对生态系统管理委员会的几点提示

委员会在制定其工作计划时,有四个特别的建议提请考虑:

第一,当生物地理屏障被打破之后,委员会应当检查生态学恢复的范围,并对物种入侵的必然性予以关注。防止生态入侵的努力应通过严格的可行性检验来评估,生态系统管理还应对不可避免的生态入侵的含义做出解释。

第二,委员会应当认识到,跨学科的共同行动能对生态系统管理实践产生“杂交优势”的效果。

第三,委员会应当寻求进一步发展的主题和原则,呈交并在专题讨论会和本书中加以探讨。但是,这里还需要与其他同这一概念高度相关的委员会进行横向联系,如以前的生态学委员会等,生态系统管理委员会(CEM)应该成为IUCN一个基础的科学“动力室”。

第四,像《生物多样性公约》、《气候变化框架公约》、《抵御荒漠化和干旱公约》和《政府间森林工作小组》一样,委员会应向IUCN提供该联盟向外界团体的贡献方面的指导。

1.10 研究实例 1:以生态系统为基础的管理

海洋生态系统的展望

Tundi Agardy, WWF-US

在讨论以生态系统为基础的管理的含义及其带来的实际结果时,海洋保护主义者提出了一个非常宝贵的观点。在过去的会议中这种观点在很大程度上被忽略了,部分原因可能是海洋自然保护自身属于一种边缘性行为。然而,如果我们要在所有生态系统类型或生物群区中实施生态系统管理,并永远立于不败之地,针对该问题就必须接受海洋保护主义者的观点。就海洋经营者和保护者而言,以下四个很具刺激性的论断抓住了这一论断的本质,并且指出了那些寻求海洋保护和那些致力于陆地保护的人之间的显著差别。

(1) 无论是从理论上还是从实际应用上,基于海洋生态系统的管理概念同基于陆地生态系统的管理概念有着显著的不同,这种差异究竟是属于类型上的还是属于尺度上的仍有争议,但这种争论在很大程度上与这种差异毫不相干。我们只需要去认识这些差异,并适当地调整我们的思维和方法,使之适合于每一个系统。

下面是区分海洋生态系统的因素。

海洋生态系统的动态、流动特性同相对固定的陆地环境不同。海洋

生态系统的许多组分在不停地运动，并且在一些系统中，远洋生态系统就是最好例子，整个系统在三维面上都是动态的。当然，珊瑚礁和海底生态系统的例外，除了流体中的连通性明显高于空气介质以外，两者实质上同陆地生态系统类似。这种运动使边界难以探测，结果，生态系统管理者不得不对边界条件进行猜测，有时还借用人为的边界以便于生态系统水平的管理。

海洋生态系统的非线性程度极高，这些系统所支撑的食物网还处于一种无序状态（与陆地生态系统相比）。因此管理活动的结果并不总是立即明显的，并且预测这种管理活动的结果成了一种带有明显风险的难事。

陆地生态系统同海洋生态系统在操作尺度上有很大的不同。在海洋生态系统中，空间尺度就相当大，而时间尺度则较小。这种差异对管理有重要意义，因为管理活动或环境变化的结果可能会被立即探测到，但不可能定位在一个很小的空间内。结果是，以生态系统为基础的管理需要在广大的空间尺度上采取协同行动，甚至还要超过在适当的陆地尺度上化相似的努力所进行的管理。

同陆地生态系统相比，从总体上来说，我们对海洋生态系统生态学知之甚少，特别是对其功能与过程的了解就更少了。这里引用一位已故美国著名诗人对这一不确定性的描述，“海洋里有我们所做的一切，而我们却依然停留在我们所知的岸上”（R. Wilbur）。因为事实也是如此，我们也无法容忍为获取更全面的知识所作的等待。设计者和管理者有必要努力将传统知识与我们较西化的分析和评估相结合。这就要求我们公开地使传统知识合法化，并设法使之更“精确”，或者至少要用传统知识来帮助确定努力的方向，以便能填补我们在科学上的空白。

（2）同这次讨论会题目的含义以及其他许多人过去所认为的不同，我们并不管理生态系统，我们所管理的，或者试图管理的，是人类和他们对生态系统的影响。基于生态系统的管理是通过调节人类及其影响来实现的，而不是直接针对生态系统本身。特别是对海洋领域更是如此，我们无法将生态系统用篱笆隔开，并保持它们与外来影响隔离。

海洋生态系统在地理上有着极大的连通性，所以不能认为它们是“封闭的”；因此，对于实质上的开放系统，生态系统管理者不能希望完全控制其所有的输入和输出。

在进行真正的以生态系统为基础的海洋管理时，“土地”利用必须予

以考虑。巨大的空间尺度,动态特性,以及使海洋系统保持开放的生态学连接,要求我们在海岸平原的管理中将小流域管理和土地利用规划结合在一起。这反过来又促使我们,事实上把所有地球表面都作为海洋领域的一部分,形成我所认为的(并且我完全承认我认同的)“海洋保护主义者的极端傲慢态度”。

(3) 海洋生态系统规划者和管理者有许多东西可以教给他们陆地生态系统的同行们。在生态系统管理方法上,我们更可能具有创新性,其中部分是由于我们没有受僵硬的、已建立的范式所束缚。

由于没有受预先形成的观念与历史的限制,海洋为实施真正的生态系统尺度的管理,提供了比陆地更多的机会。尤其是发展中,这种创新与非传统的自由,意味着新的模式正在出现,并且会自始至终地得到检验。

(4) 尽管这种态度是乐观的和雄心勃勃的,但是,完整意义上的海洋生态系统管理还没有在任何地方实践过。当被称之为大海洋生态系统(large marine ecosystem, LME)的世界范围内大尺度的生物物理单元的界定取得一些进展时,这些生态区域并没有明确地将海岸生态系统的近陆地部分包括在内。这样的 LME 在很大程度上是以近海或远洋的渔业资源为基础,但在它们被认为是可行的以生态系统为基础的保护的管理单元之前,需要进行扩展和精炼。通过综合海岸管理(integrated coastal management, ICM),在整合海岸管理行动方面也已经取得了一些进展。然而,这种整合的边界通常是政治化的,着重强调海岸区域的陆地一侧,正好同上述 LME 的情况相反。在一些例子中,海洋和海岸保护区(MPA)对如何整合管理确实提供了范例,使自然科学和社会科学有机地结合在一起,(与投资者们一起)帮助制定目标和设计解决方案。按脆弱性和生态重要性,海洋可以划分成不同的利用区域。然而,将尺度放大到真正适合于生态系统的水平仍然存在着问题。

尽管,一些零星的海岸生态系统正在有效地得到保护,以满足来自社会的要求,但上述提到的(LME, ICM 和 MPA)管理行动自身还没有组合在一起,构成真正的以生态系统为基础的管理。《联合国环境规划的区域海域计划》为实现真正以生态系统为基础的管理,提出了一种可能的计划,通过把 MPA、ICM 和 LME 的管理结合成一个以生态系统为基础的动议,但由于种种原因,该计划的进展时断时续。

或许因为我们的“极端自大”,我们才没有因这些缺陷而失望,而是将

它们作为基于生态系统管理的潜在机遇,并且我们还期待对这些机遇进行投资,希望在今后几年通过示范为保护提供领导世界的潮流。

1.11 研究实例 2:中美洲三个保护区的建立与管理

中美洲三个保护区的建立与管理

Gerardo Budowski

生态系统管理的 10 个“Sibthorp 原则”在 3 个中美洲保护区中得到了检验,其中 2 个保护区位于哥斯达黎加,已有 30 年的历史,另一个位于危地马拉,目前尚未建成。选择这些保护区的原因主要是我本人一直在紧密关注它们的发展。

哥斯达黎加 Guanacaste 保护区

这是一个由哥斯达黎加西北部几个地区组成的联合体,包括 Santa Rosa 国家公园,该公园有陆地面积 $37\ 217\text{hm}^2$, 海上面积 $78\ 000\text{hm}^2$, 毗邻占地面积为 $32\ 512\text{hm}^2$ 的 Guanacaste 国家公园(见图 1.1a)。在 30 年以前,还是一个围绕被称为 La Casona 历史小屋,现今是一个历史博物馆的小公园,在那儿 140 年以前,成功地打响了反对反叛 William Walker 的哥斯达黎加战争,同时其大小也逐渐增加。其一著名的自然景观特征,即成百上千的乌龟涌向它的一个海滩,是在后来才发现的。公园建立于 60 年代后期,我当时领导的部门草拟了它的最早的管理规划。

哥斯达黎加 Monteverde 雾林(cloud forest)保护区

该私立保护区是由一个主要生产牛奶和奶酪的 Quaker 殖民地于 50 年前建立的,只占 San Jose 西部海拔 $1000\sim1700\text{m}$ 的陆地分水岭一个很小的地方(见图 1.1a)。其最初的目的保护一个重要的流域,但后来逐渐扩大并发展成一个重要的生态旅游中心。同样在 Santa Elena 村庄附近,也居住了一些背井离乡的艺术家、生物学家、作家和其他寻找一个接近大自然的地方的外国人。核心区域是由一个私立的非政府组织管理,正是因为全世界

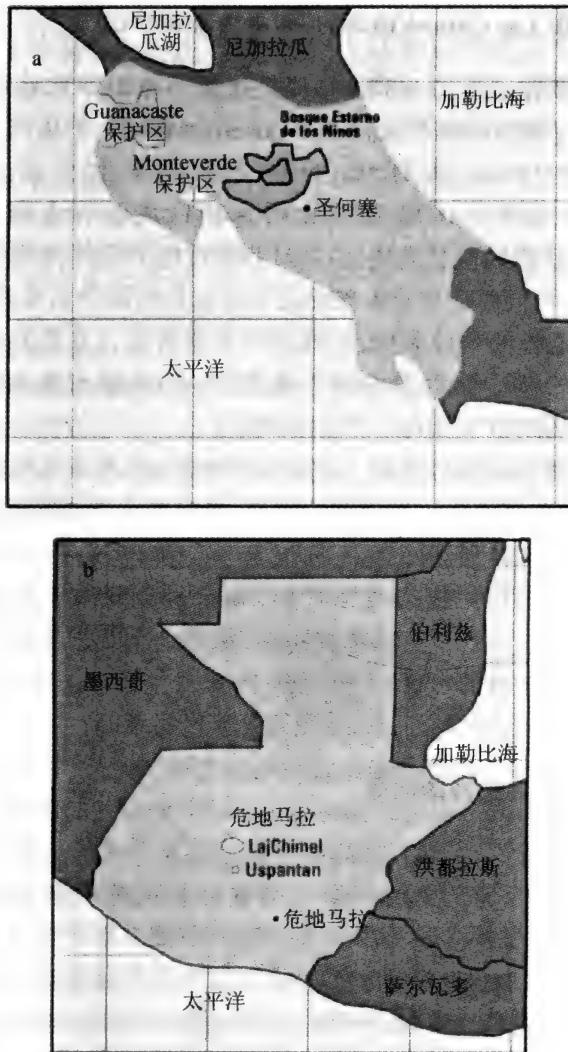


图 1.1 Guanacaste, Monteverde(a) 和 Laj Chimal(b) 保护区的位置

的兴趣和投资购买附近的未受干扰的森林地区,后来就在 San Jose 形成了著名的热带科学中心,同时整个保护区域大大地扩大了。

Guanacaste 保护区和私立 Monteverde 雾林保护区,以及邻近的保护地区的面积得到了大大的增加,同时也得到了不少教训。

危地马拉中部由 Laj Chimal 倡议的“和平生态保护区”

被提议的雾林占地约 800hm², 却是连接其他山地森林走廊的一部分, 也是 1991 年诺贝尔和平奖得主 Rigoberta Menchu 的想法。Rigoberta Menchu 是一个 Quiche 族的 Mayan 印第安人, 诞生于 Uspantan 以北 20km 的地方 (见图 1.1b)。拟议中的保护区属于一个印第安社团, Rigoberta 是该社团的著名成员, 但当时计划将这个宏伟的森林建成一个宗教修行的中心, 同时还进行一些促进与大自然交流及和平共处的活动。目前有一些小规模的木材采伐, 以维持当地的需求。主要的威胁来自那些蚕食森林的轮换耕作, 尽管只是小规模的。该地区在过去印第安人和危地马拉军队的战争中受到了严重的破坏。

在完成植物和动物区系的一次短期调查后, 我准备采取进一步的措施, 以进行保护和谨慎的生态旅游的管理, 同时要让当地靠近拟议中的保护区的印第安社区得到好处。

在这三个保护区中根据经验对 Sibthorp 原则进行了实地检验。10 个原则中的 9 个被发现是有用的, 但过于粗糙。于是提出对它们中的大部分进行进一步划分的建议。

根据三个实例, 10 个 Sibthorp 原则是如何实施的?

1. 管理目标是社会选择的问题

这是一个包含广泛内容的原则, 可以分成以下 4 条采用。

(1) 规划和管理是受所采取行动紧急程度的高度影响的。对于 Monteverde 和 Guanacaste, 这两个地方被提议建立保护区是由一些威胁所触发的, 主要有森林砍伐和紧接着的土地利用变化。这样就导致了成立保护区宣言的措施立即付诸实施。然而, 颁布同意宣言的法令容易, 但建立适合的管理机构却要难得多。这通常需要几年的时间。

(2) 机会主义是至关重要的。当有很重要人物在幕后推动适当的管理这种机会存在时, 就可能大大有助于保护行动的进行。Guanacaste 和 Laj Chimal 显然就是这样的例子。在 Guanacaste, 该地历史上的重要性使它成为政府的一个吸引人的政治问题。就在 Santa Rosa 国家公园成立前不久, 一部分好地以及 Casona 卖给了邻国尼加拉瓜很不受欢迎的军政独裁者, 激怒了哥斯达黎加政府和全体人民。在此, 机会主义也起到了帮助

作用。在危地马拉的 Laj Chimal 的例子中,其主要推动者是 Rigoberta Menchu,这一事实立即得到了瑞士基金会以及 UNESCO 的响应和支持。

(3) (即使很不完善的)管理计划必不可少。它们应该包括一个高度可见和有效的目标。一个管理计划(或者工作计划),当然可望是一个可操作的计划,可能建立于年度的基础上,决定了目标、目的和策略,这些都是不能轻易被忽略的。自从从一个大地主那儿征用部分土地后,这对 Guanacaste 来说被证明尤其重要。由于紧接着政府的变化和可能出于回报,即将就任的总统有意将这块土地交回前主人。这导致了一场公开的辩论,使副首相,著名的保护主义者,愤而辞职。接着的骚动和讨论大部分集中于管理规划的目的和目标,其中许多也被纳入建立该公园的正式法令中。管理规划由哥斯达黎加 Turrialba 的美洲农业科学研究所可再生自然资源部(当时由我领导)保护区处(由 Kenton Miller 领导)起草。Miller 博士后来成为 IUCN 的总干事。这是一个以保护主义者获得胜利的斗争,而具有管理规划这一事实也起了决定作用。在 Monteverde 山地的例子中,最初的管理规划清晰地显示出流域保护的重要性,包括下游的一些村落,当然包括 Quaker 村落所获得的利益。

(4) 外部资金将大大地有助于管理目标被批准,并付诸实施。在 3 个例子中。均有来自外部的资助。Monteverde 有来自 WWF 的资助。当 Monteverde 后来扩展时,许多另外的赞助者都进行了有益的参与。一个最好的例子是额外的被称为“Bosque eterno de los ninos”(意为“永恒的儿童森林”)8000hm² 土地,其资金主要来自瑞典的几千个在校学生。(一个由这些儿童组成的代表团后来访问了哥斯达黎加及“他们”的森林。我很荣幸地带领他们视察了和平大学。)在 Guanacaste 保护区,WWF 最初也提供了赞助。后来不同的国家和研究机构进行了久负盛名的合作,因为该地区成了 Daniel Janzen 博士工作的地方。Daniel Janzen 博士是一位知名的热带植物学家,能够募集来自世界各地,特别地来自瑞典的支持。虽然从经费来说,支持主要来自外面,但干预或支持当地保护努力的行动在哥斯达黎加也是十分重要的。这些行动增加了这个国家的自豪感,同时在当地媒体也会得到大肆渲染。

2. 生态系统管理必须考虑人的因素

由于在附近甚至在新建保护区中定居者的传统权利常因为新的保护

法令而被大大削弱,因此建立保护区常常引起纠纷。下列额外的细则被认为是有用的。

(1) 假如要成功地解决一些争端,那么与附近人群存在的矛盾需要及早引起注意,且常常需要采取与众不同的措施和妥协。一个新的保护区常对当地居民意味着损失和利益,但通过给予适当补贴,任何努力都应该最大限度地减少前者,并极大地增加后者。这已在 Guanacaste 和 Monteverde 实现,并可望在 Laj Chimal 实现。生态旅游和科学以及教育活动,包含了就业机会,这是保护区管理的核心,正如许多例子证明的那样,这些活动在哥斯达黎加证明了它们的价值。对于 Laj Chimal,对附近 Mayan 社区的经济效益在规划阶段即需要预见到,以补偿耕作转换和木材禁伐的损失。

(2) 对于当地社区具有可见效益的缓冲区管理是重要的。这隐含了对当地土地利用规划活动的引导,使之尽可能地与保护区的目标相一致。以当地居民的需求为目标的教育活动已在 Guanacaste 和 Monteverde 成功开展,并被证明是无价的。Laj Chimal 也在做类似的规划。

3. 生态系统必须在自然分界内管理

很明显,该原则说起来容易,做起来难,但作为长远目标很显然是正确的。问题当然是在通过联合几个具有合法产权的地区达到自然分界的困难。这里也隐含了一些资金和行政上的限制。然而基本的生态学原则是很清楚的,并且越早达到自然的限制,从长远的角度来看,就花费越少,并在管理上更加容易,在科学上更加可行。然而,对于保护区来说,缓冲区和廊道的概念也必须引入下列额外的要点中:

(1) 达到自然极限常演变成“可能的艺术”。很大程度上取决于诸如政治意愿,外部和当地的资金以及其他成功的干预等一系列因素。常需要寻求一种妥协。

(2) 一旦动物迁移被更好地弄清楚,常常意味着限制的进一步增加。无论在 Guanacaste,还是在 Monteverde,都被证明是这样的情形,这是因为原先未知的鸟类和蝴蝶的季节性迁移(既有高度上的迁移,也有从干到湿,或者相反方向的迁移通常与食物供给有关)。这需要改变边界,而这幸而是能够做到的。

(3) 缓冲区和廊道的概念会对极限有所影响。缓冲区,尤其是森林

地区,甚至几排树或者某些农林组合,能够被用来作为廊道。它们有助于取得自然分界和改善动物运动的目标。

4. 管理必须承认变化是不可避免的

对于自然保护区的管理者来说,这常意味着成功是与正确了解即将可能发生的变化相结合的,而不是对变化简单地做出“响应”。一个明显的例子是哥斯达黎加生态旅游及其生物学,经济学和社会学后果的强烈浪潮,并可能波及危地马拉。在所有3个保护区中都预见到了这一点,而对新的威胁做出响应被证明是不可避免的,于是用于对新的条件进行一定的调节作用的能力是必不可少的。

(1) 科学可以帮助展示和分析高、中、低不同时间尺度的不同情形。这可以允许在优先顺序上有些变化,并帮助进行决策。一些方法的应用(控制火烧,有限的放牧已在Guanacaste进行了实验)可以帮助设计新的管理方法。

(2) 在人类认识上,对变化的监测是必不可少的。Guanacaste和Monteverde都是最初与邻近的不同人群存在矛盾的明显例子。幸运的是,他们的态度在过去的几十年中逐渐转向同意和合作。偷猎、破坏性火烧的使用、损坏围栏以非法进行放牧都一直是威胁,必须要逐步加以克服。数量不断增加的生态旅游者目前是一个难以应付的挑战,需要在将来的规划中加以考虑,不仅要考虑到承载力,同时也需要结合文化底蕴。

5. 生态系统管理不必仅限于保护区

这一点在以前的原则及其细则中得到阐述,尤其是在联系到缓冲区、廊道和自然极限,以及保护区内和附近的教育规划时。需要主要的是保护区的管理者经常没有受到如何面临这些挑战的培训,尤其是与正在崛起的生态旅游工业,例如包括保护区附近旅馆和招待所等的兴建。这在哥斯达黎加2个保护区的一些地方明显是这样,但在处理上已经不断获得成功。

6. 从全球考虑,从局部着手

这里需要提出的是来自哥斯达黎加内外的对这些保护区的兴趣可能影响与两个保护区附近居民的关系。由于其出色的保护区系统,哥斯达

黎加通过外国媒体得到广泛的、通常是正面的宣传方面是幸运的。这当然有利于当地的管理者,以及他们对更大的全球问题关注的态度。每一个哥斯达黎加的保护区向导和公园管理者都清楚意识到通过其保护区保护的生物多样性在世界受保护的生物多样性中占有相对较高的比例。这同样也适用于危地马拉的 Laj Chimal 保护区,而这有可能得到全球范围的响应。

7. 生态系统管理必须谋求在一个适当的社会选择水平维持或者加强生态系统特征和功能

可以加入以下细则:

- (1) 在管理选择大门敞开的情况下做决策,即未来做决策时允许有灵活性是极为理想的。
- (2) 一些诸如弹性、承载力和临界值等的概念必须清楚地加以认识、理解,并且加以谨慎监测。
- (3) 通过描述和评估自然生态系统的有益功能,以及现在和不久及长远的将来提供给人类的功益,科学可以给予帮助。

8. 决策者应该有适当的工具作指导

当然在不同的条件下有许多不同的工具。在以上的 3 个例子中,就有关这方面科学家的作用,2 个容易理解的补充细则可以加入。

(1) 科学家必须为决策者提供指导方针。这些方针不应该仅指明达到什么样的要求以及为什么,而且,可能是更加重要的是应避免什么样的错误以及为什么。

(2) 在向有关非政府组织提供科学资料时,科学家应该发挥更积极的作用。让更多的以这样或那样的方式涉及生态系统管理的有影响的非政府组织在其任务中得到了可靠的科学资料的支持,使它们获得必要的信任,并从一些单凭感情用事的组织中脱离出来,这是非常重要的。

9. 管理者必须谨慎行事

可能因为其过于直观,该原则被发现最没有用处。在大多数其他原则里都隐含了本原则的内容,尤其在第 7 条原则的细则(1)中。

10. 多学科交叉的途径是必要的

这又是一个十分直观的原则。在考察了 3 个例子的基础上,此刻需要指出的是,社会科学的引入可能是在构成持续性的 3 个学科[即环境(包括生物学)、经济学和社会学]中最弱。

在经济学方面,最为迫切需要的是对自然生态系统提供的外在价值进行公正评估和评价,这是相对较新的科学,即“生态经济学”。

最后,诸如公共关系、筹集资金、良好的交流、提供奖励或者出版成功的事迹以及不同的教育和培训等活动被证明在哥斯达黎加是极为成功的,同时在 Laj Chimal 也可能是这样。

结 论

“Sibthorp 原则”在考查的 3 个例子中是有用的。然而,由于其广泛的特征,在一些特殊的场合使用时,制订一定数量的细则更为合适。

2 对传统生态学理论的挑战和对加强 生态系统管理的新思考

2.1 保护什么,物种还是生态系统?

John H. Lawton

2.1.1 引言

在 Sibthorp 研讨会的开幕式上,要求我作一个关于传统保护(意指以物种为取向的保护)范式及其应用方面的评论性和启发性的简短回顾,并说明以生态系统理论为基础的新的范式如何能够应用于保护实践中。在这篇短文中,我将说明对物种保护和生态系统保护进行严格区分完全是人为的和不实用的,因为这样将会有对外部环境、时间尺度和物种与生态系统之间的必然联系等造成误解和混淆(Lawton 1994, Jones and Lawton 1995)。尽管说“没有生态系统就没有物种,反之亦然”是一个老生常谈,但这句话的确有道理。接下来我将阐述物种与生态系统之间的这种内在联系。

本文的第二个目的是讨论是否所有生态系统原本均存在着某种原始的、伊甸园式的状态,是人类活动改变了这种状态。的确,世界上绝大多数生态系统都已受到人类干扰,有些已被彻底破坏,但绝对不存在着人们想要刻意去创造的生态系统。生态系统在各种时间尺度上发生着连续的变化,时间越久远,生态系统就会越加不同。所以,决定我们想要保护什么不是一个严格的科学问题,因为没有一个标准的模式可供参考,在文中我将进一步说明这个观点。

第三个也是最后一个目的是,令人信服地说明现存的许多生态学理论,从好的方面说是与目前紧迫的保护工作不相关,从坏的方面讲完全无用(这并不是恶意反对所有理论,我想说的是,某些理论非常有用,但绝大多数是既无用处又不能提供任何信息)。我之所以有资格这样说,是因为我既是一个理论生态学家,又是皇家鸟类保护协会的主席(RSPB),该协

会是欧洲最大的非政府野生动物保护组织,其在自然保护方面的影响和成就非常巨大。

举一个例子。下面将讨论保护生物学家们经常涉及的一个概念——“恢复力(弹性)(resilience)”。很难想像在自然保护上花费时间和金钱做任何事情比这更无意义。在理论生态学文献中,关于“恢复力”至少有两种截然不同的定义:第一种是指模式系统受干扰后恢复到平衡状态的速度(Pimm 1984),这可用群落矩阵主成分特征值的倒数来表示(Pimm and Lawton 1977);第二种是指使系统“崩溃或不能够恢复”时所受到干扰的程度(Holling 1973)。这两种定义在理论上都具有一定的意义,在数学建模中用于衡量生态系统各不相同的性质(但在使用“恢复力”概念前,必须精确地定义它)。但到目前为止,还从没有人把它用于保护实践中。尽管许多人进行了努力,但理论与实际的脱节是明显的(Arrow et al. 1995)。我认为保护生物学家最好把时间和金钱花到别处去。

当然也可以将“恢复力”定义得更加灵活,做进一步研究。第二种定义与“承载力阈值(critical load)”在某些方面重叠(Battarbee 1995),但后者在生态系统管理中更加实用。并且“承载力阈值”不是一个抽象的理论概念,它与“恢复力”的概念不完全一致。自然保护需要解决的问题是如此迫切和重要,不允许沉浸于文字游戏中。

最后,为便于后面的讨论,我将集中阐述生态系统中的物种保护问题,而不涉及物种中的遗传资源保护,也不包括(除非需要)与保护目的相关的“生态系统功能”的维持问题。论题集中在陆地生态系统有两个原因。一是由于篇幅所限不能同时讨论陆地和海洋生态系统;其次是我的经验和专长主要在陆地生态系统方面。这并不是说海洋生态系统不重要,从许多方面来说,涉及海洋可更新资源(鱼、鲸等)保护的科学比陆地保护更先进。应用于渔场保护的“大海洋生态系统(LME)”概念是物种与生态系统保护相结合的范例(世界资源研究所 1994)。

2.1.2 问题的尺度

保护生物学不是学术消遣的游戏。无论做什么,问题的尺度总是很棘手的(Morris 1995)。尽管大多数读者对以下各点都很熟悉,但还是有必要在此复述这些基本要素:

(1) 从化石记录来看,自然背景下物种灭绝的速率大体上是每年 1 种这样一个数量级(Lawton and May 1995)。最近几百年来,人类已使灭绝速率逐渐增加到比原来大 2~3 个数量级的程度(Steadman 1995)。从各种统计结果来看,不可避免地会得出这样一个结论,即今后 100 年物种灭绝的速率将会比化石记录的本底速率多出 4 个数量级(Lawton and May 1995, 同时见 Pimm et al. 1995)。这样的灭绝速率在地球生物史上是绝无仅有的。

(2) 事情不难理解。陆地表面无冰区大约有一半的土地已被人类改变、经营或开发利用(Vitousek et al. 1992, 1994)。大约 40% 的陆地潜在净初级生产力被人类使用、占据或由于土地利用方式的改变而消失了(Vitousek et al. 1986)。海洋上升流区和大陆架 24%~35% 的净初级生产力(世界主要渔场都集中在此)由于人类的捕捞而完全丧失了(Pauly and Christensen 1995)。没有任何物种像现代人类这样占据着整个世界,这种施加在与人类共同生存的 1000 万个生物物种身上的不平等确实令人惊骇。

由于这些原因,生态系统保护而不是物种保护被看做是惟一可靠的选择。50 年前,由于地球上仍有大量自然与半自然的生态系统,物种保护被看做是有意义的。随着人类影响的加剧,纯粹的物种保护除非在动、植物园内不再有用了。没有竹林就不会有野生的大熊猫。同样地,仅仅保护生态系统也是不够的,正如我以下要谈到的物种保护仍然有必要。

2.1.3 残存片断的问题

生态系统保护会使森林免遭砍伐,水源变得洁净,生产出对人类有价值的其他生态公益(Ehrlich and Wilson 1991)。但如果自然和半自然的残存生境片断太受隔离或者既小又隔绝,无论生态系统被保护得多么好,仍不能使大熊猫和其他许多受到威胁的物种得到保护。根据两个有关的生态学理论(岛屿生物地理学和复合种群动态理论)的预测,既小又隔绝的生境斑块将导致物种的丧失(Diamond and May 1981, Hanski et al. 1995)(这两个理论由于其可操作性和参数容易测定而非常有用,但“恢复力”不能以相同的方式使用,原因是过于抽象)。许多调查资料也证实了“在较小和隔绝的生境斑块上物种趋向于消失”(Thomas et al. 1992,

Thomas and Jones 1993, Aberg et al. 1995, Hanski et al. 1995)。生态系统保存并不能保证其中的特征种按一定的比例被保存。种群生物学所给出的信息更模糊。残存生境斑块上种群的灭绝需要一定时间 (Tilman et al. 1994, Hanski et al. 1996), 因此许多生境残块上目前的多样性水平从长远来看是不可持续的。许多物种用 Dan Janzen 生动形象的语言来讲是“死的活物”, 预计许多生态系统未来将会变得更简单, 即使在保护区内也是如此。

从这种简单的观察中至少可产生两条重要的保护观点: 第一个可称作“消失物种的自然保护区”问题; 第二个是“生态系统过程中物种的作用”问题。以下我将对这两点进行简单的评述。

2.1.4 保护区物种消失

从基于物种的观点来看, 缺少一个或几个特征种的空闲生境残块(残缺生态系统)并非是与保护毫不相关的。目前未被占据的生境斑块很可能在将来的某个时间被物种定居, 并且是维持较大景观中复合(异质性)种群的必要条件 (Hanski et al. 1995, 1996)。此外, 对于生态系统的恢复与重建(正如 RSPB 和其他保护团体在英国对石楠和湿地所做的, 其他许多国家和地区也正在做的), 目前空置的斑块将是生态系统定居的关键条件。所以花费时间和物力保护那些“重要物种已经丧失的”片断化生态系统, 以及重建那些“物种尚未出现的”生态系统是值得的。所有证据均表明维持和重建适宜的生境网络(即生态系统保护)从长远来看将有利于物种保护。

2.1.5 物种与生态系统过程

从生态系统的角度来看物种消失问题, 将使得试图将物种保护与生态系统保护割裂开来的不合理性更加清楚。生态系统即使失去一些特征种, 尚能够保持一定的功能。但一般物种在残存斑块内的局部灭绝却会对生态系统过程造成较大的后果。越来越多的经验性工作强有力地表明了这样的事实, 即物种对于生态系统过程来说很重要, 至于是什么物种和多少个仍然存有争议 (Lawton and Brown 1993, Lawton 1994, Naeem et

al. 1994, 1995; Tilman and Downing 1994, Jones and Lawton 1995, Tilman 1996, Tilman et al. 1996)。在这一迅速发展的领域中,具有理论指导意义的原理并不多,因此仍然存有许多解决不了的细节问题。在本文中有一点是很清楚的,那就是,生态系统保护和物种保护是交织在一起的,没有其一便没有其二。

2.1.6 最小生存力种群和 $1/f$ 噪声

较小的和受到隔绝的种群容易遭受局部灭绝。即使种群较大,隔离时间较长的种群也很危险,这个事实导致人们发展了用于预测最小生存种群(MVP)的模型(Soule 1987)。目前有大量这方面的出版物,在此我不想提及。任何隔离的种群无论多大总是容易发生灭绝的,原因是所有种群都会因其对与密度无关的干扰发生反应而产生波动——即所谓的环境噪声。毫无例外地,所有用于预测种群生存力的模型都假设这种噪声是随机的“白噪声”(与白光类比),所有频率都具有相同的能量。静态的无线电波是白噪声。但更有可能的是真实的环境噪声与此恰恰相反,应当是有色噪声,通常是红噪声,像红光一样长波占优势(Steele 1985, Pimm and Redfern 1988, Halley 1996)。更进一步说,真正的环境噪声是 $1/f$ 噪声,其强度或能量与它的频率 f 成反比。小的干扰经常出现;破坏性较小。我们是多么经常地听到保护管理者抱怨他们正在挽救某个濒危物种时,却遇到了“非正常”或“突发性”事件。没有这样的事情,只有 $1/f$ 噪声存在。

以上认识有两种结果。首先对于 MVP 的大部分预测都过于乐观,而给未来灭绝带来较深的不利后果。其次,正如我在引言部分所指出的,任何生态系统都不存在一个固有的原初状态。 $1/f$ 噪声意味着人们观察种群或生态系统的时间越长,他们的变化越大。绝对没有“正态变化”这种事情(即具有特定的平均值和方差); $1/f$ 噪声意指所有生态系统的波动范围越来越大,周期越来越长。这对于我们如何去决定保护什么具有重要的意义,以下我将谈到这件事。

如果我们要进行最小种群生存力分析,首先应当针对个体较大和在食物链中位置较高的物种。这件事值得做,如果做得好将是非常有价值的保护工具。但其用处也仅限于少数几种濒危物种红皮书中列出的濒临

灭绝的物种,因为所需要的数据太多,而物种的数量又是如此之大。仅仅鸟类(就种类而言,只占世界生物区系很不显眼的一小部分)就有超过1000个受威胁种(Collar et al. 1994),在未来几十年中,生境破坏将导致更多的物种受到威胁(Balmford and Long 1994)。

最佳策略似乎是利用有限的保护资源对那些个体较大和在食物链中地位较高的物种进行生存力分析(这是一个未经改动的动物学家的观点,对于植物种群也可能存在着类似的资源配给选择标准,但我不知道是什么)。因为个体较大的动物往往在食物链中地位较高,它们通常能引起公众的注意和支持,并且慈善组织也愿意对其进行资助。至少就鸟类而言,个体较大的种最容易处于灭绝危险中(Gaston and Blackburn 1995),当然个体较大的种和食物链上层的捕食者需要较大的生境面积才能存活。所以,针对这些种制定的有效保护策略(如利用专门的保护区、公园或自然-半自然的旷野)能或多或少地保证许多较小的、低等的伴生物种顺便存活下来。一个足够大的、类型多样的、能维持印度豹种群生存的生态系统,肯定具有足够广阔的生境空间来维持蛇类和拟蝎类等的生存。这种方法不很复杂但却有效。

2.1.7 保护目的的生态系统管理和科学的作用

世界上分布着各种各样的保护地,包括自然保护区、国家公园和旷野地,虽然名称不同,但广义上它们的目的是一致的——使地球上至少一定比例的生物能够保存到下个世纪或更久远。然而许多人没有意识到的、因而成为使人迷惑的无穷根源的恰恰是建立这些保护区(其位置、大小、受到保护的程度)本身就是一个科学的过程。科学只能有助于为建立的过程提供咨询,但决策最终取决于政治、伦理、美学甚至宗教等因素,这远远超出了科学信息的范围。

此外,即使保护区建立后,科学和社会学方面的难题也并没有解决,甚至变得更加突出了。除了某些地球上最大的保护区外,所有这些保护区系统都需要某种形式的管理。一般而言,保护区面积越小,越需要集约管理。保护区很少是原封不动的水文单元,它们不可避免地与周围的景观逐渐隔绝,因而破坏了很多正常的生态学过程,包括自然火状况、物种从保护区的迁入和迁出及杂草入侵等等。在面积小的保护区内,边缘效

应变得显著,生态系统过程改变较大(Didham et al. 1996)。实际上,所有保护区无论大小都需要采取一定的经营方针。因为对于当地居民来说,随着人口的增长和外来游客的到来,如果仍采取传统的土地利用方式,经营将不可能持续下去。

如何决定管理方针呢?回答这些问题很困难,因为经营方向的决定不仅仅是从科学角度出发做出的,它们同时也取决于政治、经济、伦理、美学和宗教等社会因素。以下我将做进一步解释。

首先,一旦经营目标确定后,科学就用来解决有效管理问题,如湿地旅游、火状况的变化、有蹄类动物种群的选择性限制或其他任何管理活动都需要生态科学的支持,包括开展有效经营和预测其后果两方面。生态科学也能告诉经营者、政治家或居民持续进行、改变或停止某种活动的后果,从而可以建立经营目标,如减少或增加捕捞量、木材收获量或改变水体利用方式等。

主要问题是,各种各样的活动,无论它们本身从科学的角度来看是多么复杂或高深,都不能告诉社会最终的管理目标应该是什么。我们实施管理希望得到什么?为什么要进行自然保护?保护哪些濒危物种?选择处于什么状态的生态系统?什么是可持续的渔业?我宁愿把钱存入银行,因为钱比鱼增加得快。“恢复力”,毫无意义。难题数不胜数,答案也是不明确的,因为一个人的迫切目标是另一个人幸福生活的障碍。换言之,就其实质而言,设定保护管理目标不是一个科学活动,甚至在任何国家都有这样一些人,自然保护从未列入他们的议事日程。没有被设计好的“社会”不得不来确定环境和保护的目标是什么?然后据此采取行动。因此我还要重申,科学只能有助于为选择提供信息,但不能做出选择。

在重建、恢复或经营现存的生态系统中,什么是我们应当保持的基准?“原始性”并不是答案,因为据我们所知,不存在原始状态。即使不受人类影响,生态系统也在不断发生变化,1/f 环境噪声使得这种结果成为必然。离 Sibthorp 研讨会地点几英里处,有一个国家石楠自然保护区(也被称作“Chobham 公有地”)。该地区在 1 万年前是一片荒芜的苔原(冰期不常出现,但能量很大),后来大约在距今 5 千年到 1 万年间,连续出现了桦树、松树、栎树和榛子疏林,最后随着人类伐木、火烧、放牧和农耕的影响变成了石楠荒野。现在放弃经营后,它又恢复成了矮小的松-桦疏林。但是“社会”已经决定,从自然保护的角度看石楠比松-桦林更有价

值,Chobham 因此成为受到积极维护和恢复的诸多受威胁石楠生态系统之一。但这种决定并不是科学合理的,人们也许会有一天由于认为树林比石楠看起来更漂亮一些而改变经营方式。

总体而言,决定保护生态系统在何种状态完全是主观的。无论人们怎样选择,这些系统都不可能像 500 年前那样,更不会像 5000 年前那样。我们最多能做的是尽力减少现代人类对生态系统的影响,让自然自己去做选择。在较大面积的区域这很容易做到,但随着保护区面积的减小,越来越难做到这一点。小型保护区($10 \sim 100 \text{ hm}^2$)的生态系统管理常常以维持一个到几个濒危物种的生境为主,再次证实了物种与生态系统保护的相互影响。

2.1.8 物种是比生态系统更恒定的实体

在较长的时间尺度上,生态系统保护与物种保护之间的人为区别更加明显。在保护生物学领域中存在着这样一种思潮,即认为物种是脆弱的实体,而生态系统则比较持久。许多读者对我在前面谈到的“缺少特征种的残存生态系统仍能够存在”的观点持赞同态度。当然这只是一个文字骗局,实际上物种才是恒定的要素,而生态系统则是多变化的。按定义,演替的生态系统经常是处于动态的,只存在很短的时间。例如,像芦苇丛这样残存在西北欧强烈改变了的景观中的演替生态系统,需要保护管理者花大量额外的工夫去维持它们。但从较长的时间尺度来看,所有生态系统都是过渡性的,像 Chobham 公有地这样的戏剧由不同演员在跨越北半球广大地域不同的舞台上一次次地演出。

然而,关键不只是生态系统是变化的,动植物化石和亚化石残存物的证据表明,物种组合并不是作为不同的完整单元对地球气候的自然变化做出一致反应,群落并不是一块移动。但单个物种却以高度特化的方式发生反应(Coope 1978, 1995; Davis 1981, 1986; Foster et al. 1990, Elias 1991, Graham et al. 1996)。许多现存的物种组合和生态系统没有历史上的对应体。存在于冰期和间冰期的物种组合和生态系统没有现代的对应体。相同的物种库可以产生完全不同的生态系统,这取决于地球上不同地点和时间段内特有的物种迁移特性、地理隔离程度、独特的地质气候和其他的环境特点等。长远来看,物种保护将决定生态系统存在的类型,

因为生态系统的寿命短于物种。用一个比喻来说明,下个世纪摆在人类面前的大量由人类造成的物种灭绝将耗尽自然界工具箱内成千上万个有用部件,任何人都无法知道这将对自然界在未来建立新的生态系统的能力建产生什么样的后果。

2.1.9 全球环境变化

如果在没有人类干扰的情况下全球变化是实情(人类并不产生 $1/f$ 环境噪声),那么对于处在人类引起的环境变化威胁下的世界这一点将更加真实。人类不能创造环境变化,只能加快、扩大和改变这种变化的性质。人类是 $1/f$ 噪声中较强烈的部分,从较轻微的角度来看,地球上即使受到保护的生态系统也不能完全免受人类的影响。在北半球温带地区,人类活动已经造成了氮素从大气中大量的输入(Bell 1994, Vitousek 1994)。全球大气二氧化碳浓度正在升高,并对生态系统功能和物种组成造成了很深的影响(Beerling et al. 1993, Mooney and Koch 1994, Phillips and Gentry 1994, Cebrian and Duarte 1995, Körner 1996)。即使气候变化没有开始,从长远看来由二氧化碳和其他温室气体浓度升高所引起的全球气候变化和海平面上升也将不可避免。全球环境变化从根本上表明,所有我们小心保护的生态系统将处于不利的位置。不利之处在于它们将被海平面升高所破坏,还在于人们建立的受保护生态系统随着地球气候带的移动将不再有意义。人们目前尚不清楚物种是否(或哪个物种)能够足够快地迁离那些受到人类高度改变的景观而生存在一个迅速变化的世界上,也缺乏一个全球性保护策略去应对这种可能的灾难性情景。

2.1.10 致谢

感谢 Sibthorp 研讨会的组织者邀请我在开幕式上做这个报告,使我有机会发展这些观点。

结 论

尽管上述情景是严峻的,但并不是没有希望。至少人们知道了目前

任务的艰巨性。如果同意在 21 世纪我们的目标是最大限度地减少不可避免的绝灭危机,那么就需要做好以下几件事情。

首先,要立即停止把宝贵的时间和精力浪费在对那些抽象的和没有很好定义的概念(像“恢复力”等)的争论上,而把有限的资源放到更现实和迫切的问题上。

第二,需要把全球尽可能多的残留旷野地和半自然生态系统纳入到积极的自然保护努力中。这并不意味着人们不能居住在这种保护区域中,而是人们利用土地的方式要改变。在保护区之外也要保证土地经营尽可能地使其他物种和与之共享土地的人、作物和家畜等和谐一致,严格维护保护区之外的生物多样性是可持续发展的一个关键因素。

当然,建立大面积的保护区也并不能遏止全球变化,但它们保存的物种库将是未来生态系统形成的基础和物种迁移的台阶。世界自然保护运动也需要尽快决定是否有管理策略来减少未来气候变化将造成的损失。例如,是否我们应当主动迁移物种?目前关于物种引入和再引入的协议不能够满足对处在当前自然范围之外生物进行总体迁移的需要。让我们不要再去争论需要保护物种还是生态系统。答案是两者都需要,我们的努力应更多地放在对“保护区面积大小”等问题的关注上。

最后,应当承认,现在确实有由人类引起的环境变化形成的巨大力量出现在人类面前。这将使得保护生物学家关于物种和生态系统保护的努力更加难于实现。我们必须加入关于能源利用、人口增长、交通运输和全球变化的政治争论中。不这样做意味着在下半个世纪,我们只能取得较小的局部战场胜利(如濒危物种保护和国家公园建立),但将在地球生命史上这一前所未有的环境变化大潮中输掉整个战争。

3 关键问题的讨论

3.1 对植被片段及其生物多样性保护的努力值得吗？

Vernon H. Heywood

3.1.1 引言

一个有过很多旅行经历的人会发现,自然生态系统的片段化已经成为威胁全球范围内生物多样性最严重的因素之一。当人类活动(诸如农业、林业、城市化等)侵占了自然生态系统的大部分生境,改变了其原有模式,只使一小部分原有生态系统保留下来的时候,片段化通常也就随之产生了(Hobbs and Llears 1995)。这个过程的后果是使自然生态系统的面积急剧减少,整个系统被分割成面积小、相对孤立的片段,或者是一些大小不等的生境“岛屿”。那些生长在连续生态系统中的种群,在生境片段化以后,同样被分割成分散、孤立的生境斑块,从种群统计随机性、环境随机性和灾变、遗传杂合性和稀有等位基因的丧失、边缘效应、侵入种和人类干扰等方面来讲,这样的斑块是脆弱的,生存在其中的物种易于灭绝。

植被片段被认为是陆地上的岛屿,尽管它们与真正的岛屿有显著的差别,但是其行为方式就像真正的岛屿,并且遵循岛屿生物地理学规律,尤其是在物种灭绝机制方面。

人们通常用聚合(复合)种群(meta-population)理论的框架来解释片段化生境中物种所面临的威胁。因此,片段化的后果之一是把原来比较连续的种群结构变成了聚合性种群结构,使所有或者大部分地方特有种群变得非常之小,从而面临灭绝的危险(Hobbs and Llears 1995)。长期保持当地特有种群原有水平的可能性虽然很小,但是保持异质性种群的可能性还是存在的:因为即使没有足够大面积的种群长期保持下去,许多物种仍旧能在不断变换的景观中生存。如果物种能够在另外适宜的生境中建立新的地方种群,它们就能够在局部地区生存(Hanski et al. 1995)。

在灭绝和定殖不平衡的地方,整个聚合种群都将衰落以致灭绝。在

许多例子中,包括大部分热带物种,我们甚至对其原有种群的大小、分布以及片段化之后的情况都不够了解,故不能对物种的持续性做出总的结论。对它们中的大部分物种对生境的要求也了解得不多。另一方面,对于许多物种,特别是脊椎动物以及生活在其他各种各样生物群体中的稀有和濒危物种,关于它们的大量的经验性知识是存在的,只是这些知识大部分都是生物学家们野外考察的个人知识,没有正式的记录或公开发表。Hanski 等(1995)认为:这些知识是保护生物学家获得有关信息的最客观的来源之一,现在所面临的挑战是对这些信息加以收集、分类和保存,从而能够方便地提供给可能的使用者。

正如我们所看到的那样,植被的片段化和缀块性几乎是一个普遍存在的现象。不要对生境片段化已经成为保护生物学的核心内容而感到惊奇(Harrison 1994),我们有理由相信保护管理也具有同样的重要性。正如 Margules(1987)所言“面对世界上生境斑块大量存在的状况,研究工作应以小斑块的管理为重点,……,而不是对保护区面积大小和形状的设计等进行不健康的学术上的争论。虽然这种争论牵涉到生态学研究,但是它几乎没有给优先保护植被片段提供机会,这不是一个真正意义上的保护生物学的主要命题”。Saunders 等(1991)也同意这一观点,他们发现,人们把目光过多地集中到了自然保护区的设计上,这样做为时已晚,只有维持植被片段化之后的剩余部分才是切实可行的办法。

管理本身既涉及对片段化生态系统的管理,也涉及对片段中种群的管理。保护行为却把它们当作各不相同的管理活动, Lawton 和 Jones (1993)的调查结果验证了这一现象,他们发现将近 30 年的生态系统学和种群生态学,分别形成了各自的研究范畴,发展了各自的范式、手段和问题。

对于片段化生境中种群基因多样性的研究不仅涉及理论问题,同时也关系到对那些在农业或者其他领域具有经济价值的物种遗传资源的保护问题。在讨论片段化和保护时,“基因蚀变(genetic erosion)”应引起广泛的关注(Turner 1996),许多片段化种群很可能由于某些随机的因素而灭绝,而不是因为丧失基因变异性。然而,如果保护遗传变异性是我们关注的焦点,例如,栽培作物的亲缘种,那么上述论点就失去了说服力。

除了人类活动导致植被片段化以外,许多生境的斑块化是自然发生的。很多影响斑块的因子同时影响着生活在其中的物种。然而,自然形

成和人为因素形成的片段是不同的,我们通过对自然植被片段的研究学到许多东西,然后将其应用到具体的管理和保护活动之中。

3.1.2 片段化的普遍性程度如何?

目前温带地区的大部分“自然”生境,实际上是原有大片生态系统的
小块残留学生境(Ehrlich and Murphy 1987):如北欧以及美国东部生长的
岛状次生疏林、北美中部大平原上广袤农田中散布的小片草原和西地中海地区沿海群落斑块等。同样,在热带,虽然在亚马孙盆地、刚果盆地和
东南亚部分地区,大量没有破碎的低地湿润森林仍旧占据着当地植被的
主要地带,但是,在过去的几十年里,这里许多生物群区的残留部分已经
变成了分散和孤立的片段,面积经常是不足 100km²,并且受到严重干扰。
干旱热带森林,如中美洲地区,也遭受到了类似的片段化,只是较少受到
公众的注意而已。

片段化并不是新生事物。自从农业化以来,这个过程就已经开始了。
现在的情况是,片段化已经发展到全球尺度。特别是在过去的几十年里,
在社会-经济因素的驱动下,使得目前在世界上已经很难找到几块完整的
“未受干扰”的任何类型的植被。现存数量很少的几处或多或少算是完整的
植被,看起来似乎也在随着时间的流逝而步它们的后尘。

在温带地区,在农业生态系统、撂荒地、城市化、种植园、次生植被等
开发模式中形成的岛屿状的“自然”或“半自然”植被片段,是现代景观中
非常普遍的景象,以至于有一种忽略掉它们重要性的趋势。如在欧洲,自然
景观数千年来一直经受到人类活动的改变,目前已经很难找到一块面
积足够大的“自然”生态系统划作保护区。在西欧和斯堪的纳维亚地区,
老龄森林的数量在 1% ~ 3% 之间(Dudley 1992);伊比利亚半岛地区的常
绿栎林(*Quercus rotundifolia*),体现了地中海生物气候区的特征,正在逐
渐减少并且片段化,许多残存下来的植被出现了次生化和严重改变,并且
被松树入侵。事实上,有时候很难在人工改变过的生境中把“自然”和“半
自然”区分开。

奇妙的是,由于人类干扰而导致动植物物种丧失的数量令人吃惊地
少——在欧洲,自从 1600 年以来,有 2000 多种植物在某种程度上受到灭
绝的威胁,但只有 30 种植物已经灭绝。这就提出了一系列问题,包括对

将要灭绝情况的预测、对形成新平衡所需时间的预测、对过去作为灭绝过滤器的干扰作用的预测以及管理和对策等(Balmford 1996)。下面将对此进行讨论。

在热带,约有 65% 的南撒哈拉原始生态系统和 68% 的印度尼西亚自然生境遭受了较大的生态干扰。据估计,在全球范围内,岩石、冰山和裸地除外,约有 73% 的陆地表面是人类控制或受到部分干扰的,只有 17% 的地区“未受干扰”(“未受干扰”以在 10 000hm² 范围内没有公路为根据)(Hannah et al. 1994, McNeely 1995)。实际上,全球范围内许多生境都在某种程度上受到了人类活动的影响,因而,在这种情况下,使用“原生生态系统”“未受干扰”和“原始森林”等术语几乎已经没有实际意义。

因此,可以明确的是,生物多样性保护已经成为我们面临的一个巨大挑战。生物多样性保护需要维持片段化生态系统以及其他景观镶嵌体中发现的一切。这就给那些地方特有物种数量多的片段化区域提出了难题。那里的种群很可能也是片段化的,而且面临着最终灭绝的危险。如果物种是广泛分布的,那么灭绝就是局部的;如果它们只局限在某些区域,那么灭绝就是全球性的。

3.1.3 岛屿上的片段

如果我们考虑到大部分世界特有动植物(当然也要考虑微生物)是生存在岛屿生态系统中,那么这个问题就需要引起高度警惕,因为这些物种正生活在世界上受威胁最严重的地方,并且通常是人类活动所导致的。例如,印度洋的罗得里格斯岛上曾经覆盖着繁茂的常绿林,但经过 3 个世纪的人类定居后,所有的原始植物群落都消失了。现在岛上只有光秃秃的山坡,上面零星点缀着树木,覆盖着单一的灌木或连片的引进种,只存有几小片已经退化了的原生林(Strahm 1989)。在岛上,至少有 18 种当地特有的植物种(Strahm 1996)、11 种鸟类、2 种巨型蜥蜴、2 种巨型陆地龟以及数量未知的昆虫和一些其他生物种类已经灭绝了。根据罗得里格斯岛植物红皮书的登记(Strahm 1989),该岛现存的 36~38 种地方特有开花植物中有 19~21 个种为濒危种,7 个种为脆弱种,8 个种为稀有种。濒危种中有 9 种植物的野外现存数量不到 10 株,有 3 种仅剩 1 株。如果把与罗得里格斯岛相邻的毛里求斯岛的植物区系也考虑在内,则有 120

个类群(含种下单位)的个体数量不足 20 株,或者只有 1~2 个种群,28 个类群的野外个体数量不足 10 株(Strahm 1996)。尽管存在着如此严峻的情况,在过去的 10~15 年时间里,Strahm 和其他人一起,通过实施一个包括精心管理、设立围栏区、人工繁殖动植物、移植、育苗、提高保护认知和设立自然保护区等措施在内的项目,已经成功地将其中许多物种从全部灭绝的边缘挽救回来。

同样,在圣海伦那岛,未经改变的自然植物群落是不存在的,经过若干世纪的农业活动和资源开发之后,95%以上的地区已成为人工景观,存活下来的特有物种面积小而分散,其中,9 个类群在近期到中期将失去生存力的中值(Maunder,个人交流)。就罗得里格斯的情况而言,现存所有生境都需要不同程度的保护管理和拯救措施,从而确保受威胁动植物的生存。一个保护地方物种的方案已经开始筹备,亟待批准。

其他许多岛屿的情况是相同的,表 3.1 仅总结了一些海洋上小岛屿最极端的例子。下面是另外一些有关岛屿的经典例子,它们都拥有大量的地方特有物种,大部分植被和生物群区又都遭受了极端的退化和片段化:马达加斯加(Madagascar)岛上至少 80% 的原始植被被毁坏,其中 80% 以上的植物种是特有物种(地方特有动植物种水平很高)。在该岛屿的南部,几乎没有任何地方未曾受到干扰,那里包含有 95% 的地方特有植物种,一些保护区拥有分布区域狭小的地方特有物种或接近特有的物种;夏威夷群岛有 110 个植物类群仅保存有个体数量不足 20 株的少数几个种群;加勒比岛由于受欧洲的影响已有约 500 年的历史,其原生植被的大部分因受到人类活动的破坏而发生了片段化。在全部 6550 种该岛特有的维管束植物(占整个植物区系的 50%)中,约有 3000 种以上是稀有种或濒危种。

表 3.1 小的海洋岛屿上植物区系的毁灭情况(Strahm 1989)

	面积/km ²	Ex	E	V	R	I	?	nt	总数	受威
阿森松(南大西洋岛屿)	94	1	5	—	4	—	1	—	11	10(91%)
诺福克(Norfolk)岛	39	3	9	26	—	5	2	1	48	45(94%)
罗得里格斯岛	109	6	22	7	9	—	—	3	49	46(94%)
圣海伦那岛	121	7	23	—	17	—	2	—	49	47(96%)

Ex(绝灭),E(濒危),V(易危),R(受危),I(中度),? (未予划分等级),nt(未予评估)(译者注)

全球范围内,大约有 40 000 种高等植物是海洋中的岛屿所特有的,现在已知濒危植物的三分之一是岛屿特有的物种。有 23% 的岛屿鸟类种是濒危种,而在世界范围内的比例仅为 11% (WCMC 1992)。

3.1.4 “自然”片段

斑块是自然存在而非人为形成的。因此,我们必须认识到许多生态系统的“自然”片段出现在不同生物群区内:如地中海山顶上小片的植被斑块(那里有 50% 的当地特有植物和一些特有动物种)、地形上片段化的沿海地区(如西班牙的卡布得卡塔地区,那里拥有一种特殊的植被类型和许多特有的植物类群)和古巴和牙买加蜿蜒地区的特殊的土壤类型。

当然,自然形成的植被片段的结构、特性及其所包含的种群与“人为”导致的片段化生态系统是不同的,他们存在的几率也是如此。不过,通过对大量自然片段中种群基因结构和变异性的研究,可以使我们探明各种因素是如何影响它们生存的,从而为濒危小种群制定生存对策。例如, Moran 和 Hopper(1987)发现,小桉树地方种种群的大小与那些由于砍伐而孤立的,现在仅局限于自然植被片段中的种群相似。此外,许多地方化的物种具有不容忽视的遗传多样性。他们指出,通常所建议的种群存活的最小数量为 500,似乎是不合适的。他们推测,在澳大利亚的古代景观中,桉树可能是随着进化逐渐适应了保持小规模的种群,并且持续了 1000 多年仍保持着高百分比的遗传变异性。

3.1.5 真正的岛屿与陆地岛屿

如前言所提到的,在许多关于片段的讨论中,人们常把片段当作陆地上的“岛屿”,并且把它与真正的岛屿做类比,认为片段也遵循岛屿生物地理学的理论。例如,很多研究根据岛屿生物地理学理论和种-面积关系来解释片段化过程中物种丧失的模式。这样就可说明植被斑块面积的减小将伴随着物种的丧失,并最终达到一个新的平衡,而且适合生存物种的数量和区域在决定群落长期存在的可能性上具有重要作用。虽然可以从与海洋“岛屿”的比较中借鉴到明确的东西,但是真正的岛屿与陆地岛屿的区别是存在的,在植被斑块研究中被接受和应用的岛屿生物地理学理论

不能全部照搬。例如,陆地上的片段存在于不断变化的景观格局之中,片段中的种群的命运及其遗传变异性依赖于一系列因素,诸如种群大小、片段间的基因流动、种群统计资料、片段间的距离、片段的形状、大小和结构、繁殖系统、传粉者和片段中的物种密度等。它们中的一些依赖于景观配置的特征,而这些特征在岛屿生态系统中是不存在的。

同样,复合种群理论在保护生物学中的价值被认为是与岛屿生物地理学理论相似的(Harrison 1994),它也提出需要检验的假设,需要收集重要的数据,但是却既不能给出强有力的结论,也不能提供适于应用的公式。或许,我们可以同意她的结论——“保护生物学本质上是一门经验性的学科,它可为实践提供理论指导,但是每一种情况都需要各自适合的假设;在实际应用中,做出一定的解释总比隐藏包含在其中的复杂性和不确定性强”。

3.1.6 涉及多少物种?

当然,我们不知道有多少物种存在于片段之中,但是,我们可以从各种来源的证据中获知问题的严重性。通过考察出现在具有片段化倾向的地方——如岛屿和山地生态系统中的大量物种,我们已经知道,在未来若干年内可能灭绝的物种的大多数将会出现在植被片段中。同样,由于植被片段的格局和面积范围等特点,更多的物种将面临灭绝的威胁,其数量比根据种-面积理论估计的将要灭绝的物种数量的最高值还高(参见 Reid 的例子,1992)。此外,可以肯定的是,由于片段化,遗传独特的种群丧失的速度比全部物种丧失的速度要高得多,正如 Ehrlich 等(1977)在 20 多年前指出的那样。

根据已经发布的估计,在未来的 20~30 年内,将有 2%~25% 的热带森林物种将由于森林的丧失而灭绝或濒临灭绝(包括植物、鸟类及其他所有物种)。这相当于预期的“平均背景速率”的 1000~10 000 倍。只有少数的情况,如 Pimm(1996)在叫做“千死亡黑点(kilodeath black spot)”中记录的灭绝情况达到了这一个数量级,但在大多数情况下,它们只是根据种-面积技术对可能发生灭绝的预测,而这种灭绝并不是立即发生的。实际上物种要经过数十年甚至几百年的时间,物种数目才能达到新的平衡。

把焦点集中在估计未列清单的可能在将来灭绝的物种的规模上,可

能已经损害了保护行动,因为这会将注意力从采取保护措施的迫切需要中转移开。而正是这些措施,可以减少成千上万正在受到威胁的,被严重耗尽的,且数量正在逐年上升的种群彻底灭绝的危险。

灭绝是这个过程的终点。从保护管理的角度来讲,区分潜在灭绝和实际灭绝是重要的。受威胁的物种仍有时间采取挽救措施,而灭绝是不可逆转的。由于灭绝速度是一个敏感的话题,已经引起了许多无谓的争论,因此需要重点强调的是仅停留在讨论受威胁物种和它们存活的可能性对于减少灭绝无任何帮助;正相反,着手于已知物种的实际情况比在理论上(然而,表面上似乎有理)预测未被收入清单的物种的命运更重要,这对于我们设计保护规划具有积极的意义。更进一步讲,由于植被片段化的普遍发生和广泛存在,使我们不得不将那些生存在它们之中的物种列入受威胁物种的清单中,无论这些片段是人为的,还是“自然”形成的。

依据国际自然保护联盟(IUCN)的濒危名录,从世界保护监测中心(WCMC)提供的资料中,可以更直接地获得全球范围内受到威胁的有关物种的估算数量,尽管他们没有特别指出哪些物种是存在于植被片段内。正如近期世界银行所评述的那样,IUCN的红色清单是长期以来关于全球受威胁物种的最全面和最权威的调查报告。根据老的IUCN的清单,WCMC最近的记录是在全球范围内约有32 700个物种受到威胁,其中约5000种为濒危,8200种以上为渐危。如表3.2所示,它们中的大多数是植物。WCMC数据库中记录有93 647种高等植物(截止到1996年6月20日),对于其中66 175个种的情况了解得不多,不能确定它们在全球范围内受到威胁的状况,还有12 222种是没有受到威胁的。根据IUCN濒危物种清单的最新版本(IUCN-SSC 1996),1996年的受威胁动物红皮书共收录了5025种动物,其中包括所有已知的哺乳动物和鸟类(分别有25%和11%受到灭绝的威胁),但是对于无脊椎动物只是一个象征的数字。

可以明确的是:由于没有办法对世界上175万个物种进行全面的评估,特别是在热带地区(绝对不是惟一的地区),这些数字比实际上受威胁物种的数量低得多。如果所有组别中都将记录在案的10%的物种进行评估,那么实际上受到威胁的物种的总量就相当高了。如果我们把受到威胁物种的数量36 300乘以10,结果就是363 000种;假如我们把情况设想到最糟,在未来的25~30年内,这些物种都将灭绝,这个数字仍比研

究中预测的灭绝数量低得多。部分原因是后者不仅包括了已知物种,而且把那些还没有记录在案的 87% 的物种也包括在内进行了估计(Heywood 1995)。因此,已经记录下来并且被评估的物种和所有可能受到威胁的物种之间的数量差距是巨大的。

表 3.2 世界保护监测中心(WCMC 1996)记录的受威胁物种数量估计

受威胁状况	濒危	易危	稀有	中度	合计
哺乳动物	177	199	89	68	533
鸟类	188	241	257	176	862
爬行类	47	88	79	43	257
两栖类	32	32	55	14	133
鱼类	158	226	246	304	934
无脊椎动物	582	702	422	941	2647
植物	4301	6844	14 457	5226	30 918

这些数字仅能说明我们所掌握的有关当前受到威胁物种的数据是多么的不足,不仅仅是那些生存在片段中的物种。这表明无论是在国家范畴,还是在全球范围内,都需要在各种评估中投入更多的精力,这是制定保护计划的依据。

3.1.7 物种在片段中的幸存:我们还有多长时间来保护它们?

从保护管理的角度来说,我们应当更加关注那些正在受到威胁的物种和种群尚能够在残存的植被片段中继续生存多久(Frankel“关心的时间尺度”)。一般情况下几百年也许不成问题,这意味着我们还有机会采取补救措施。Hanski(1994)指出,就复合种群的动态特征而言,其需要保护的时间尺度相对较长,它们本身是否能达到一种随机的稳定状态还是值得怀疑的。事实上,大量受到威胁的物种所生存的景观已经不足以使它们长期生存下去。它们之所以存在,是因为还没有来得及灭绝(Hanski et al. 1995),这些物种可以称之为功能性死亡物种。

一个显然需要研究的关键问题是:在什么样的条件下,一个在连续生境中进化而来的物种能够在片段化的环境中残存或继续生存下去(Hobbs

and Lleras 1995)。这不仅需要研究影响个别种群生存的因子,同时也需要研究复合种群的各个组分。

我们正在获得一些关于物种在植被片段中能够继续生存的时间和存活数量的证据,与预期的一样,结果是混乱的。对于那些受人类活动影响而生境大量丧失、片段化普遍发生的地区,考察其现实与历史(几十年前)情景是大有益处的。

在新加坡,原始森林的覆盖率已由 1819 年的近 100% 下降到了目前的 0.2%。在一项关于该国植物灭绝状况的研究中,Turner 等(1994)对当地大约 2277 种维管束植物进行了详细调查,结果发现其中的 594 种已经局部灭绝,117 种濒危,391 种易危,957 种稀有,218 种常见。灭绝的植物总数占到了全国植物总数的 26%。在 19 世纪 80 年代新加坡开始制订详细的植物清单之前,那里至少 90% 的森林已经被砍伐,因而一些物种可能在登记之前就已经灭绝了。与同处热带、面积相当的其他地区相比较,新加坡的全部植物名录并不短,因而他们认为这一灭绝数量并不是过高的估计。鸟类灭绝的比例为 28%。他们用物种-面积关系分析了森林植物区系组成,以此评估砍伐森林对物种多样性的影响,得出的预测结果是砍伐森林导致了 76% 的物种丧失,而根据名录的估计结果却是 29%。他们推断,由于大部分森林砍伐发生在上个世纪,热带雨林中的植物群落需要经过很长时间才能达到平衡。令人鼓舞的结论是:如果小片的残留植被被保护起来,它们就可以在相当长的时间内为很多物种提供避难所,而不必进行复杂和昂贵的管理(尽管后一个观点可能有些争议)。同时,人们也有足够时间通过就地和迁地技术措施确保这些物种长期生存下去。

在香港,虽然早在 300 多年前,几乎所有的森林植被就被砍伐殆尽,动物区系也被完全破坏,但大量的热带雨林植物种仍然保留了下来(Corlett and Turner 1997)。Turner 和 Corlett(1996)根据这种情况指出,有理由相信在雨林群落中有一个重要的因素使它们能够相对忍受生境破碎,基于传粉者和散播种子的脊椎动物的丧失而得出有关植物灭绝的可怕预言过于悲观。显然,如果我们计划以最有效的方式管理剩余生境,就需要了解更多的关于热带森林和其他群落类型在多样性丧失过程中的详细信息。

世界上物种“极丰富”地区之一的巴西的 Mata Atlântica 地区,情况基本类似,而且在某些方面更为极端。巴西的沿海森林从其国土的东北端

延伸至最南端,占地面积 120 万 km^2 。到 1990 年为止,约有 100 万 km^2 以上的森林被砍伐,森林面积缩减到原有的 2%~12%,其中大部分发生在 19 世纪前。巴西的大西洋森林集中在本国的工农业中心,该地区人口占全国人口的 43%,森林是高度片段化的。虽然调查还不完全,新物种和基因型仍在不断形成之中,这里贮存的 13 000 种(Gentry 1982)植物已经占到整个中热带植物物种的 13% (与整个欧洲的维管束植物数量相等)。具有地域性(73%)和地方特有的物种数量相当高。尽管记录不全面,但是可以明确的是动物多样性水平也相当高。

尽管大部分森林在一个世纪或更早以前就被砍伐了,许多植物种群在片段化的生境中缩小成小种群,并且如果不采取补救措施它们将面临迅速灭绝的威胁,但是到目前为止,只知道有一小部分已然灭绝(Brown and Brown 1992)。虽然 Budiansky(1994)认为物种-面积关系在此并不适用,但是由于一些尚不知道的原因,所发生的情况是,尽管新平衡没有形成,许多物种看起来似乎能够在残留的植被斑块中生存,甚至近几年一些物种的生存区域还有所增加。Brooks 和 Balmford(1996)认为这种理论与现象之间的矛盾只是一种错觉,通过对太平洋森林鸟类与伐林方式关系的分析表明,“物种-面积关系”非常精确地预测了由于生境丧失而濒于灭绝的地方特有鸟类的数量和分布。然而,无论怎样表述,都不过强调一个事实,即物种-面积关系只能根据生境丧失的情况计算出物种“灭绝”的数量(Reid 1992, Heywood et al. 1994),而不能估算出在某一特定的时期内会有多少物种灭绝,正如 Simberloff(1992)指出的,没有一个定论能告诉我们物种丧失的速度和新的平衡形成所需要的时间。

另一方面,巴西的 INPA 和美国史密森学会(Smithsonian Institution)之间共同协作的双边项目——森林片段生物动力学项目(BDFFP)所得出的研究结果是:经过 12 年的观察发现,“保留下来的森林片段是高度动态的生态学实体,仅依据保留下来的土地面积来进行物种承载能力的预测则过于简单化。对于决定在某一特定区域中出现的物种数量和种类的所有过程,仅用物种-面积关系来解释是不够的。通过物种-面积关系的数据已经证实,一些分类群在小片段中的灭绝进程较快,但是却不能预测出它们的行为方式(Bierregaard 1996)。显然,我们需要研究是什么因素使得一些物种表现为灭绝倾向,又是什么因素使得另外一些物种(经常密切相关)能够生存下去。

各种各样的实例表明,由于生境片段化而导致的物种灭绝,需要经过很多年才能恢复到物种-面积关系预测的多样性水平。显然这涉及保护和管理。是否采取措施挽救那些被称之为“功能性死亡”的物种,还广泛依赖于它们在科学、经济以及其他方面的价值。

3.1.8 保护管理:什么行动是可能的?

显而易见,尽管挽救片段及生存在其中的物种的机会是存在的,但是我们不可能采取预防措施来拯救所有物种。换句话讲,物种的数量之多,已经远远超过了现有人力、技术和财力资源所能满足的范围,而且在可以预见的将来,也不可能有大量额外资源投入到这里面。实际上,根据目前物种丧失的规模,保护生物学家们更加强调对整个群落直接的保护效果,而不是仅针对某一个物种[例如,Balmford(1996)建议应该对目前把重点放在威胁已经是相当普遍地区的防火上的做法进行反思,并且应将这样的保护行动转向预期可能更有回报的那些尚未受到扰动的,因而是更加脆弱的地区——见他的专栏1]。显然,这将有悖于拯救片段的努力,原因是他们不能满足生物学上高度重要而受威胁程度低的优先标准。并且这个策略具有严重的局限性,如果被采用,有可能导致某些本来能够挽救的诸多物种的灭绝。Turner 和 Corlett(1996)认为,“片段优于一无所有”。片段为动植物提供最后的避难所,为保护学家提供一个机会,使他们能够采取挽救措施,使物种免于灭绝。作为森林恢复和重建的材料来源,片段也有助于森林景观恢复。

多样性中心或“热点”地区的认定是优先开展生物多样性保护的依据之一(其他的条件依据互补性、分类学或特有性等而定)。“植物多样性中心”(Davis et al. 1994~1997)根据物种丰富度(尽管物种数量不一定精确)、当地特有物种栖息地面积的大小、生境多样性和对人类有益植物基因型多样性等条件,选择了234个具有全球重要性的植物多样性保护地点。其他标准,如 Dinerstein 和 Wikramanayake(1993)提出的保护潜力/威胁指数(CPTI)等也被包括在内。然而,这些措施成功与否还有待于实践的检验。

在全世界范围内这234个被认定的“植物多样性中心”地区中,受到法律完全保护的不到四分之一(21%),只有大约三分之一(35%)的地区

有 50% 以上的区域是在已经建立的保护区内。更为严重的是,大部分受到政府保护的地区也没有实施有效的管理。举个例子,在东南亚的 41 个地区中,只有 3 个地区受到了合理的保护。保护大面积连片森林(或其他类型生态系统)的政策受到严重制约。即使上述措施是可行的,仍有很多地方特有物种和分散的种群(比较 Koopowitz et al. 1994)——它们可能代表了植物物种的大多数,散布在世界各地的森林中,由于受到可实施有效管理地区数量的限制,不能得到就地保护。

虽然详细情况不是十分肯定,但是在未来数十年内,气候变化对世界上很多地方的保护区和植被片段的影响将很可能很严重。这将增加保护计划的复杂性,并使植被片段增加。已经十分明确的是,我们需要制定比迄今为止更为完善的保护计划,在这个计划里,保护区、就地、迁地、再引入、恢复等保护措施都将发挥其应有的作用。

3.1.9 片段与遗传资源

遗传资源系统,至少在森林中,可以使我们从不同的角度看待植被片段——在片段中目标物种的遗传多样性在多大程度上能够受到及时保护。例如,通过对生境片段中物种遗传多样性的认识,导致了人们对哥斯达黎加(CIFOR/IPGRI/CATIE)和苏门答腊(CIFOR/IPGRI)热带森林地区生境片段化对遗传多样性、交配系统和有效种群大小的影响的研究。实际上,片段中遗传多样性能在多大程度上保持在片段化之前的水平的问题已经被提了出来。有证据显示,像糖槭(*Acer saccharinum*)这样的风媒植物,大范围的基因流动能够增加遗传多样性。

近几年来,人们将大量的注意力集中到栽培作物野生亲缘种的保护方面,它们中的很多,例如 *Brassica oleracea* 类群(甘蓝的亲缘植物),生活在片段中(Gustafsson and Lannér-Herrera 1997)。Valdes 等(1997)回顾了在保护欧洲栽培作物的野生亲缘种过程中遇到的问题。Safriel 等(1997)强调了其中的一个问题,那就是在以色列的艾米尔德项目中,野生二粒小麦(*Triticum turgidum* var. *dicoccoides*)自然保护区面临着何时结束研究,何时开始实施保护管理的困难。从 1993 年开始,由土耳其政府和全球环境基金支持的一个重大创新保护项目——栽培作物野生亲缘种和重要森林物种的就地保护,也面临着同样的问题。这就需要农艺师、森林专

家、环境学家、自然保护学家、规划者和社会团体进行广泛的合作,建立称之为基因管理区的就地保护区。

3.1.10 生物地区的管理

生境片段和生存在片段中的物种的保护,只有通过生物地区的途径被纳入到对生物资源进行保护和持续利用的框架内才是可行的,同时,各种各样的景观利用方式也要考虑在内。正如 Miller(1996)在对生物地区手段的颇有价值的回顾中所言“由于景观是片段化的,许多荒野被转变成其他用途,一些保护区的边界和范围不符合生态系统管理和维持的要求;此外,在没有设立保护区的景观中,曾在野外、粗放型农场和森林中发现的与遗传、分类、生态等多样性有关的关键因素,现在散布在集约型农场、牧场、伐木场、郊区、城市、工业区的斑块中。”如我们已看到的那样,植被片段正在成为景观中最常见的组分——即“人类定居的海洋中被暴风雨击碎的岛屿”(Lash 1996)——对这些地区的管理必须做出计划,并且考虑在生物能够生存的大的地区实施。

3.1.11 结论

毋庸置疑,片段是目前世界上生态系统存在的最普遍的状态。地球上大部分物种,至少在某些群落,生存在片段中是无可争辩的事实。这个事实表明如果我们不想让大部分生物区系在下个世纪灭绝,就必须在世界范围内建立保护区体系,而且优先考虑保护残留植被。现在采取保护行动还有时间,但问题的关键是人们没有进行努力和制定一个可行的战略计划来赢得这一切。然而,Frankel 等(1995)指出,实用主义必须结合理想主义,我们必须研究探索什么办法是可行的,不要过多地投入到那些不能给我们提供实用工具的、保护生物学的科学细节问题中去。

3.1.12 致谢

感谢 M. Maunder (Kew) 和 Dr S. L. Jury(Reading)提供的关于海洋性岛屿和西班牙沿海地区植被片段的例子,以及对文章的良好建议。

3.2 从群落与种群的角度看生态系统管理

生物多样性监测与恢复:美国东部的研究实例

Richard B. Primack and Brian Drayton

生态系统管理的一个主要目标是保证所有物种,特别是珍稀濒危物种种群的可生存性,从而使所有生物群落的代表性类群得以维持(Grumbine 1994a, 1994b; Noss and Cooperrider 1994)。可生存种群就是其个体数量不随时间推移而逐渐衰减,具有自我更新续代的潜力,在可预见的未来有着很高的能够持久存活的可能性(Schemske et al. 1994)。一个可持续管理下的生态系统中,希望所有的组成种类均具有可生存的种群,或者其具有可生存种群的物种所占的百分比至少应与周边未进行资源利用的控制区相同。理想的生态系统管理方案中,珍稀濒危物种的种群甚至可能比控制区内的大,因为这些物种的个体数量通过管理更容易增加。

生物群落具有物种组成、植被结构和种间关系等特性,这些特性在生态系统管理中必须加以考虑(Primack 1998)。处于良好管理下的生物群落,其特性应当与未受人类活动干扰的生物群落基本相同。再之,生态系统管理的潜力所在是通过在一个地区创造所有代表性群落的所需条件来增加生物群落的多样性。许多处于群落演替早期阶段的种类可以通过某种形式的干扰措施得以促进,如有计划火烧、地表浅耕翻和选择性伐木等。

3.2.1 一个孤立的保护区的研究实例

生态系统管理的关键要素是种群和群落的实时监测。种群和生物群落必须及时地跟踪记录以便确定管理是否有效。例如,在美国麻省波士顿附近有一个 400hm² 的米德尔塞克斯郡菲尔斯(Middlesex Fells)公园,建于 100 年前,当时是为了提供一块休闲空地和自然保护地。建立时就对维管植物进行了普查,并记录了它们的分布、多度和生境。

该公园在 1894 年还与一片疏林邻接,但一个多世纪过去后,由于道路、房屋建筑和都市的发展,已经将该公园与其他保护地隔离开,形成了一条至少 5km 宽的隔离带。我们于 1993 年开展了一项详细的研究,考察植物区系组成在过去的一个世纪中是如何演变的 (Drayton and Primack 1996)。令人吃惊的是,公园内原有的 422 种植物中,155 种已经找不到了。另有 64 个新种被发现,大部分是外来种。即使园内物种有一些更换替代,但总的数量是随时间而减少。大多数外来种都是出现在受干扰的生境中,如在停车处、休闲地和人行小道两旁。然而,某些外来种,如药鼠李 (*Rhamnus cathartica*)、葱芥 (*Alliaria petiolata*) 和千屈菜 (*Lythrum salicaria*) 等,也侵入到未受干扰的群落地段取代了本地种。侵入的结果是,园中本地种的比例由 1894 年的 83% 降到 1993 年的 74%。本地种的总体消亡率为每年 0.36%, 大约每年有一种本地植物从园中消失。相反,园中外来种的数量逐年增加。园里的植物类群总体上是在消失,如兰花植物和半边莲属植物。潮湿生境中的所有 7 种兰花植物全部消失。一些非常容易辨认且在 1894 年很常见的种再也找不到了,如铁线莲 (*Clematis virginiana*) 和三叶黄连 (*Coptis trifolia*)。其他原来很常见的种类现在也只能在一处或有限的几处找到,通常为孤单的个体或微小的种群,如山茱萸 (*Cornus canadensis*) 和垂头延龄草 (*Trillium cernuum*)。

少数情况下可以确定物种消失的原因。例如,某些物种当时定居所依赖的农耕或园艺活动现在已经放弃。而大多数情况下物种消退的原因是无法确切地断定的。许多物种在潮湿的地方不成比例地消失,如在潮湿的草甸、湿润的疏林、小溪边和沼泽。一般来说,一个地区物种消失的首要因素是人类活动影响的增加,包括高强度户外活动,践踏植物,公园管理人员间伐森林和由当地居民偶然或故意而为的不断增加的频繁火事。对于许多喜湿的林地乔灌木来说,火烧对它们的定居尤为不利。酸雨、氮素沉降、臭氧和其他空气污染物的影响可以导致许多植物或不能生长,或无法在新的环境下参与竞争,从而造成局部灭绝,但这些因素的影响程度目前仍无法确知。

与此相关的还有由于公路、马车道和人行小路的增加,把该公园分割且破碎化了。破碎化对植物和动物有以下几点负面影响。第一,取代本地种的外来物种主要是沿着道路两旁和森林边缘入侵;第二,生境的破碎化可导致食果类小鸟的消退,它们对于种子传播和维持种群的繁殖能力

是很重要的；第三，新开辟小道可导致道路附近小生境的变化，如较大的空气流动、湿度降低、土壤侵蚀和土壤干燥，这些影响对许多植物和动物均是有害的；第四，大量的道路意味着人们能够很容易地到达公园深处，也就是说公园的所有地点都直接暴露在人类活动的冲击之下。

米德尔塞克斯郡菲尔斯公园在过去的一个世纪中也变成了生境孤岛。以前，周边林地的物种可以迁移到该地区，而现在由于被隔离，基本上不存在这种可能性了。如果园内的一个本地种群由于演替变化、种群大小的自然波动或人类活动而消失，外面的同类种群同样是无法进入该地区的。园外本地种现在离该园太远，并被许多不利逾越的地段阻隔，因而不能延续。对于那些种子传播距离短的物种来说尤其如此，如依靠蚂蚁传播种子的堇菜属(*Viola*)植物。

这项研究清楚地显示了对生境中生物多样性进行长期监测的价值所在(Goldsmith 1991)。仅仅建立和保持一个保护区并不能保证保护区内物种的长期生存。人类活动、自然演替、偶然的灾难性干扰以及空气污染等既能引起生物群落微小的变化，也能引起急剧的变化。此外，大气中二氧化碳浓度的升高和全球气候变化将对生物群落的分布和组成产生深远影响(Gates 1993)。土地经营者们在试图保护种群和生物群落的多样性时需要将这些不可避免的变化考虑在内。

本项研究还表明，未加节制的人类活动的不断增加将必然导致原有物种的不断消失。要阻止这种物种的丢失，需要政府官员、公园倡导者和当地居民扮演积极的角色，停止对公园的损害。很显然，第一步是加强公众的教育计划，告诉他们火灾的危害，火一起来立即扑灭，将步行和骑车人限制在指定的道路上，禁止新开小道。更加有效的方法是关闭一些现有的通道，特别是那些距离稀有物种生长区较近的小道。在关闭一些小道之前，应该实施一个公众教育和讨论计划，使公众能够接受这样的行动。

3.2.2 稀有物种的重新引入

采取多种措施恢复生物多样性具有潜在的可能性，其中许多措施在相对比较新的保护生态学学科中还处在发展的早期阶段。我们正在实施一个计划，重新引入过去100年中从该公园消失的许多物种，如红花半边

莲(*Lobelia cardinalis*),也要重建过去非常普遍而现在很稀有的新的种群,如美洲楤木(*Aralia racemosa*)。目前正在进行的工作是采用试验的方法,来调查影响新的植物种群建成的诸多因素。

第一,对每一个物种,我们至少布设9块样地,来确定种群建立的成功率。我们希望能够提供一套评价种群重建可能性的标准。换句话说,需要多少块样地才最有可能最终建立一个新的种群?

第二,我们正在试验各种母本和种群遗传型建立种群以确定是否遗传效应在种群建成中很重要,如果是,有多重要?在受控条件下,遗传效应被认为是很重要的,如在植物园和温室中,而在自然条件下是否仍然很重要颇有争议。与起重要作用的环境变化的影响相比,也许遗传效应可能并不重要。而在另一方面,遗传效应对植物的生死又起着决定性的作用。

第三,我们正在调查哪种材料更有利于建成新的植物种群,是成年个体,幼苗,还是种子?在实际引种中通常采用成树,因为它们已经度过了脆弱的幼苗期和能够开花。然而,采用成树的缺点是,温室里培育价格高、难以运输,且只代表有限数量的遗传型。采用种子来建立新的种群是一种更自然的方式,因为这与植物种子通常的传播定居过程接近。将大量种子播种到样地里可以增加适合的遗传型种群成活的可能性。然而,采用种子经常出现种子不发芽,或无法在样地里生长。

第四,我们研究了样地苗床的准备程度在建成珍稀植物新的种群时的重要性。对于米德尔塞克斯郡菲尔斯公园中的每一个物种,在每块样地中随机选择样方,用铲挖掘并进行松土以减少根部的竞争。这些样方和附近未受扰动的控制样方一起播上种子。对比这些样方以观察苗床处理是如何影响新的植物种群的建成的。

3.2.3 人工经营的松树林的研究实例

我们在南卡罗来纳州南部新埃伦顿(New Ellenton)的萨瓦纳(Savannah)河地区进行了一项相似的试验。样地内包含一个美国政府用来加工核材料的大建筑群,周围是10万hm²的沙丘松树林缓冲带。这块针叶林最近50年来一直由美国林务局经营,大量生产木材。管理包含了本地生的长叶松向火炬松的转化,后者被认为在沙质和自由渗水的土地上能

够速生。大约每隔 5 年火烧 1 次,以清除下层稠密的橡树(*Quercus*)幼树和灌木,因为它们与松树争夺土壤中宝贵的水分。一般来说火烧不会伤及火灾的幸存者——松林。树龄在 50~70 年时就可砍伐。

林务局管理萨瓦纳河森林初期,目标只是最大限度地生产木料。而现在这个目标仅是生态系统管理的目标之一。林务局认识到,这样大的森林中含有国家和州“濒危物种保护行动”中罗列的大量动植物物种,一些物种如国家级濒危动物红帽啄木鸟就不能适应现在的营林管理方式,因为这种鸟需要在原来的长叶松树干上挖洞筑巢。林务局现在认识到管理这类森林需要有更广阔的眼光,而不是原来简单的木材生产:以物种多样性保护为目标管理森林作为一项主要的政策已初现端倪。

在过去 3 年中,我和林务局的科学家 Joan Walker 合作为沙丘松树林引种了 14 种濒危的沙丘野花种。这项研究和米德尔塞克斯郡菲尔斯的研究类似,在种植前试验了一系列地表处理方式——如去掉橡树层或留下橡树层;使用营养肥料;罩上网以防止食草动物(啮齿类、兔类和鹿),否则它们会将幼苗和移栽的幼树吃掉;以及这些处理的组合。与米德尔塞克斯郡菲尔斯公园相比,那里是潮湿的疏林,缺水相对少发生,而这里的沙丘地却经常处在非常炎热和干旱的条件下。结果是只能在多雨季节种上幼苗和成树,或者在移植后浇水。

引种试验将持续到接下来的 10 年或更长时间,以确定哪些物种已形成了新的种群,哪些处理是最成功的。判断一个处理是否成功,首先是看所种植物的外观、大小和存活率。然后看它们的开花和结实情况。当第二代植物在样地定居下来,种群趋于稳定或有所扩大,才能认为引种是成功的。

米德尔塞克斯郡菲尔斯公园和萨瓦纳河林地的试验显示了类似的初步结果。第一,松土(土表处理)对种子萌发至关重要。与邻近的未处理的控制样方对比,大量的幼苗通常是在翻松了表土的样方中。种子萌发没有特别依赖于额外的施肥、加罩处理或组合处理;第二,幼苗的生长令人吃惊地慢。甚至在 2 年以后,样地里的幼苗仍然很小,而在温室里的同龄树已长得很大。在自然条件下,那些多年生植物因此就需要很多年才能长到开花;第三,与幼苗的情况相反,移栽到样地中的成树通常是当年或次年就能开花结实。这证明了在引种中使用成树移植的巨大优越性;第四,在此试验中,我们检测到约有三分之一的物种事实上在野外没

有发芽,长出幼苗。有时即便在实验室条件下也无法使种子萌发,说明有些物种的种子需要经过特殊处理或在特殊条件下才能发芽。一些物种,如甘松,在实验室里发芽很快,但从没有在野外发现过幼苗。对于许多珍稀物种,了解其在实验室内外种子的萌发习性和有利与不利因素对于这些物种的引种,从而释放到以前的群落中是至关重要的;第五,在我们的试验中,有些物种在特定的试验样方中有好的移栽成活率和种子发芽率。然而,在附近条件相似的其他样方中很少发芽或根本不发芽,成树成活的也不多,说明环境的异质性在新的种群建成中起着决定性作用。了解环境的多变并利用环境变量来发展可预测植物分布的模型是优先考虑的重要研究内容。

3.2.4 结论

生态系统管理理论与实践在种群和群落水平的蓬勃发展预示着受损和退化地区生物多样性恢复重建的美好前景。哪里珍稀濒危物种从其分布区部分或全部消失,我们就可以在那里进行生态系统管理以恢复消失的种群,或改变种群的下降趋势。在群落水平上,在受损和退化地区,整个群落的全部种类组合均可以得到重建。湖泊、草原、湿地和森林通常是生物群落恢复所瞄准的目标。诸如此类的尝试,成败参半的记载已有不少。起初较好的结果往往被几年后的跟踪调查否定。特别是一些稀有物种在重建地区经常不能够形成新的种群。恢复已经丧失的生物多样性是如此困难、缓慢和代价昂贵,因此应当不遗余力地通过各种手段使其在原生地就得到保护。同时,需要进行精确和定量化的试验,确定如何克服目前在植物引种工作中碰到的问题。这样的话,珍稀濒危植物的新种群最终可以在自然的和恢复后的生物群落中得到重建。

3.3 弹性、忍耐及阈值:来自恢复生态学的启示

Krystyna M. Urbanska

忍耐(tolerance)的概念是以生理生态学为基础,发生在个体水平上。忍耐阈值(threshold)可按有机体的生存能力和功能大小来定义:环境干扰一旦超过忍耐阈值,有机体就会死亡。

弹性或恢复力(resilience)的概念属生理生态和种群统计范畴,体现在种群、群落和生态系统水平上。弹性阈值可按照受干扰后结构和(或)功能的自我恢复能力来定义。这种恢复不但可改善遭受损害但仍存在的种群,而且也经常包括对虫卵、幼虫,或者对植物而言,在土壤中滞留的繁殖体库等被破坏的种群完全重建。

有关弹性概念应该重新考虑。恢复生态学提供了一些颇有价值的认识。弹性不能单单从历史演变的角度来定义,因为现在的环境和现存的生态系统与过去相比已有了细微的变化。直接干扰和间接干扰的可能累积效应也必须加以考虑。当讨论高产的生态系统对干扰程度的弹性时,基于传统的植物区系更替的连续性概念而作出的自我恢复和参照状态的长期预测在某种程度上是可行的,但对于破坏程度超过弹性阈值的立地断不适用。此种情况在极端生态系统中尤为突出,在那里稀疏植被的动态变化很大程度上受到非生物因子和竞争以外的作用的影响。新的“自然在流动”(nature-in-flow)范式提供的一系列参比态,似乎要比经典的“稳定性和顶极”理论更适合作为今后发展和恢复计划的评价基础。

3.3.1 引言

1. 术语的语义简析

“忍耐”、“弹性”和“阈值”这些词隐含着某种干扰或逆境之意。在《简略牛津词典》第三版(Onions 1973)中,忍耐被定义成“忍受或维持……逆境的行为”,或“忍受或维持的力量或能力”。形容词“忍耐的”也被定义为“能够忍受或维持的”之含义。在一年后出版的《高级牛津学习词典》(Hornby 1974)中,忍耐和忍受(endurance)为同义词,含有“维持、延续生存状态的能力”之意。尽管 Hornby 版本更加强调把持久性(persistence)作为忍耐的基本特点,但在两个版本中,忍耐的定义还是十分相似的。另外,就弹性概念而言,一些细微差别颇为有趣。两个版本的定义里都明确包含了把回到原初状态作为其内在属性,但两者对于时间因子的处理却不同。1973 年版本,只将弹性简单地定义为“恢复的能力”,而未涉及任何有关恢复速率的问题。而在 1974 年版本中,弹性的定义包含一个清晰的时间成分(弹性为快速恢复成原来状态的性质或特性”或“快速复原的条件或能力”。

阈值可以理解成某种极限,超越此限,则正常功能得不到保障。如果超越了忍耐阈值,有机体就会死亡;超过了弹性阈值,种群、群落或者生态系统就不可能进行自我恢复。

2. 变化的时代——需要重新考虑?

由于受人类活动的影响,环境日益恶化,现在我们需要进一步很好地理解忍耐和弹性的基本概念。一方面人类的干扰不断增加,引起全球气候变化,间接地影响生态系统;另一方面,诸如资源开发等人类活动的直接作用常导致快速的、斑块状的干扰。例如,在俄罗斯北部科拉半岛地区,两个当地熔炉的平均镍排泄量高达 3700t/a ,其密集型工业的发展已经引起广泛的土壤污染。其中,一个熔炉影响的土地面积就达 3000km^2 ,在大约 550km^2 范围内的原始植被遭到完全破坏(Balaganskaya and Lysnes 1995)。从更大区域范围来看,西伯利亚西北地区由于各种人类活动造成的生境和植被破坏的总面积约 2500km^2 (Vilchek and Bykova 1992)。在西欧,由于诸如城市发展或冬季体育运动等破坏范围可能不大,但由于生态系统受到破坏或表土永久性流失所造成的后果则同样是灾难性的。

目前,迫切需要对被毁坏的环境(至少部分地)进行修复。而且,为这种修复提供了科学基础的恢复生态学目前发展迅速。但是,恢复生态学所面临的挑战,不仅包括发展恢复工作所需要的正确的生态学手段,而且包括重要的生态学理论的验证(Ewel 1987, Bradshaw 1987, 1995; Harper 1987, Urbanska 1996)。

在评价环境毁坏、可能的自我恢复以及恢复的规划、实施、评价等方面,应该把忍耐和弹性考虑进去。这里我建议把这些概念置于一个更普遍的干扰内涵中,同时在一个恢复生态学研究的框架里来考虑。

3.3.2 生态学上的忍耐和弹性

1. 忍耐

从生态学术语的角度来考虑,忍耐一词指某一有机体在干扰/逆境情况下,被容许生存的诸生理特性。忍耐阈值通常是线性的,一旦超越,有机体即不能存活(图 3.1)。



图 3.1 一个有机体生理学特性降低直至忍耐域值(即死亡)

由于忍耐属于个体遗传控制的特征，在一个种群内可以发现各种不同忍耐程度的个体(Jowett 1964, Gregory and Bradshaw 1965)。另外一个有趣的现象是忍耐可以指生物对抗的是单个因子或可能是多重因子。例如，某一植物可能对某一种重金属忍耐，而对另一种重金属不耐(Neenan 1960, Broker 1963)，或者它可能同时忍耐多种金属。后一类型的忍耐在一些研究中已有了报道(例见 Prat 1934, Spence 1957, 或 Gregory and Bradshaw 1965 有关 *Agrostis stolonifera* 的资料)，但也有大量详实的证据可供参考(例见 Rune 1951 有关 *Rumex acetosa*, *Lychnis alpina* 和其他蛇纹岩种类的资料)。

植物忍耐不仅体现在直接的生理指标变化上，而且也体现在生长和繁殖方式上。植物的忍耐分别表现在以下两个相反的方面：①在逆境下发挥正常功能的能力，此时现存器官未丧失，但新器官的发育水平降低或受阻；②受到损伤后再生的能力，即替换缺失或受到严重影响的器官。

第一方面的很好的例子是根系统。Gregory 和 Bradshaw(1965)或 Clarkson(1966)的经典研究发现根系统发育上的差异，表现了对土壤里重金属忍耐的不同程度。而相对生长率(RGR)也可看做是另一个指标

(例见 Grime and Hunt 1975 所谓的逆境忍耐者)。生殖行为的差异也有着重要的指示价值(Wookey et al. 1995)。

个体水平上的再生能力可能表现出多种形式。例如,耐损伤植物对损伤常表现出补偿性生长。再生长方式与损伤的性质无关,但有物种的特异性。如同时生活在北极的两种禾草状植物被雪雁大量取食后的行为充分表明了上述差异。放牧地区的 *Puccinella phryganodes* 与非放牧地点相比明显产生了更多的新分蘖和新叶(Bazely and Jefferies 1989),而 *Carex subspathacea* 对牧食的反应则是现有分蘖上新叶数的显著增加(Kotanen and Jefferies 1987)。

奇怪的是,通过高度再生能力来忍耐损伤有时能引起相对适合度的提高。Paige 和 Whitham(1987)有关 *Ipomopsis aggregata* 的研究报道翔实地提供了一个很好的范例。该文作者通过实验证实,在自然田间条件下植物能从草食动物的活动中获益。当草食性哺乳动物牧食 95% 或 95% 以上的多年生植物地上部分生物量后,种子生长率和随后的幼苗存活率平均为未取食对照的 2.4 倍。

高山或极地植物由于经常遭受来自岩崩或冻融崩解的毁害,它们的一个重要特征是对受迫折断作用的忍耐。我们小组的实验研究皆揭示出,很多高山植物特别是单个分株无性生长可以忍耐极度损伤(图 3.2)。不仅在禾本科植物中发现有忍耐折断作用的,在豆科和杂类草植物中也发现有存在。极度损伤不仅明显刺激新无性分株的大量增长,而且常常引起植物迅速开花(Urbanska et al. 1987, Gasser 1989, Tschurr 1990, 1992; Hasler 1992, Wilhalm 1996)。

植物中的忍耐对于恢复非常重要。例如,当恢复需要大量自然植物材料时,就必须了解有机体-损伤-忍耐关系,因为对供体种群的取样有限,所以单分株的无性生长是需要的。忍耐损伤能力强的无性分株克隆后应能生长良好(例见 Urbanska 1995a, b; Keigley 1988)。先锋植物被引进后,加速开花亦非常重要,因为它能够使恢复立地中的种群迅速发展(例见 Urbanska 1995a, b, 1996 有关 *Trisetum spicatum* 或 *Myosotis alpestris* 的资料)。在严重牧食地区的恢复中,对植食者的忍耐能力可能是选择植物材料的一个关键标准。

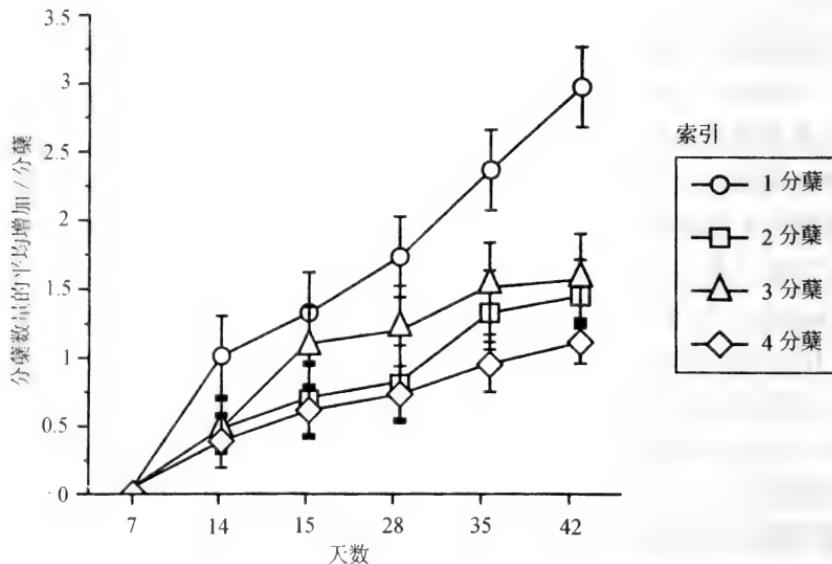


图 3.2 单株无性生长后的分蘖生长

2. 弹性

有关弹性一词的生态学概念非常频繁地出现在个体水平之上的种群、群落或生态系统等生物组织水平的研究中。Pimm(1991)认为弹性是某一系统返回到平衡状态的速率(例见 Westman 1991)。而 Holling(1973)则认为弹性是生态系统的一种特性,这种特性是它们持久性的一种度量,是它们抵御变化和干扰、仍然维持种群间或状态变量间相互关系不变的一种能力。某一生态系统的弹性并不取决于其受到暂时干扰后返回到平衡状态的能力的稳定性,相反,群落会剧烈地波动,但正是由于这种群落的不稳定性,才赋予了生态系统一种巨大的恢复力(Holling 1973)。Holling 将生态系统的弹性阈值定义为一限值,超过此限值,受干扰系统将会返回到由不同种类组分和相互作用的已改变结构的邻近新区域。一个具弹性的生态系统不一定包含与受干扰前完全相同的种群(另见 Denslow 1985)。

3.3.3 弹性阈值

与忍耐阈值类似,在生态学上,“弹性阈值”一词可以被理解成某一弹性极限。但是,我们应该在各级生物组织水平上对此加以考虑,而且在不同组织水平上的意义不同。当对种群弹性和群落弹性和(或)生态系统弹性进行比较时,上述差异明显可见。

植物种群的弹性是基于组成种群的个体忍耐。但是,种群弹性尚有另一个特征:很多植物种群即使在现存个体消亡后,仍能通过土壤里埋藏的孢子进行恢复(图 3.3)。如果这样的埋藏个体不再存在,则超越种群弹性阈,种群才灭绝。

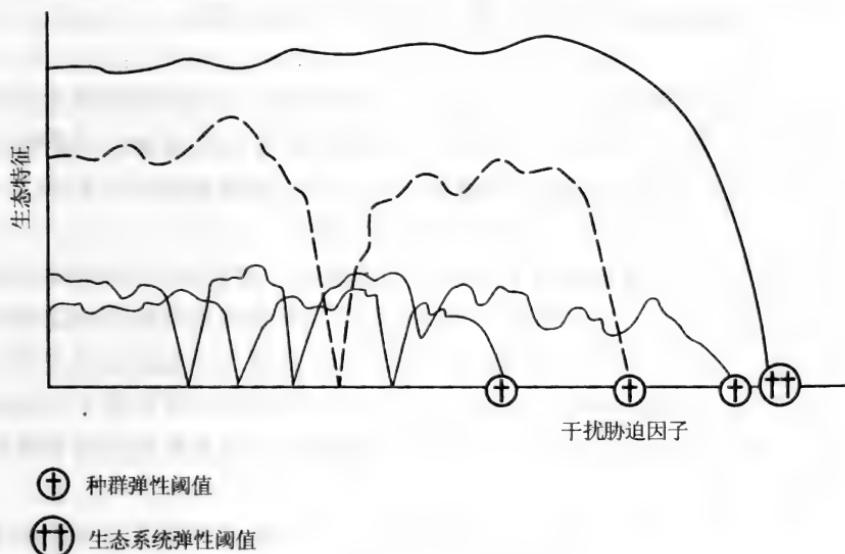


图 3.3 土壤中传播体储藏库存在的地方,生态系统比个体植物有对干扰更高的忍耐。然而一旦这样的储藏不存在,生态系统也就达到了弹性阈值

一个群落中的某些种群可能会消失,但如果该群落的弹性阈值未被超越,仍可发挥其正常功能。这种类似的假设,同样可用于生态系统水平上。当某些群落的弹性阈值被超越时,这些群落可能会消失,而整个弹性的生态系统仍维持其功能。但如果被影响的种群或群落对于生态系统至关重要,或者是关键种,则上述假设不能成立 (Paine 1969, Bond 1993;

Mills et al. 1993, Milton and Dean 1995),这种情况需要进一步研究。如果生态系统弹性阈值被超越时,通常意义上的生态系统恢复即不存在,只能转变成另一状态,或者灭绝(图 3.3)。因此在生境先遭破坏的条件下,弹性有着一层特殊的含义。在下文我将回到这个问题上来。

弹性阈值通常是线性的,即随着干扰/逆境程度的增加而逐渐逼近该值;但是,非线性的弹性阈值也必须考虑。如最近 Jefferies 及其合作者所报道的,非线性的弹性阈值的作用,尤其是在生态系统水平上更难于识别和预测。这些科学家们发现在极地海岸生态系统中,短暂的极端气候条件比平均气候条件对生态系统营养链的触发效应更大(Jefferies et al. 1995)。

3.3.4 忍耐和弹性概念在恢复生态学中的作用

忍耐和弹性的概念在生态学研究中非常重要。我们应该根据生态学的最新进展,重新全面考虑它们的应用。由于恢复生态学的主要研究领域是受到强烈干扰的生态系统,因此,来自恢复生态学的认识将有很大的帮助。此外,弹性的概念亦需要给予特别关注。

我们首先考虑破坏程度和弹性之间的关系。弹性的种群、群落以及生态系统能够抵御一定程度的干扰,尤其当干扰是在局部范围内逐渐发生时。另一方面,即使是最强有力的弹性也不会有助于抵御灾难性的任一干扰事件、大规模连续性的生境开发,或者大范围的、频繁重复的强烈干扰。我建议只需稍稍考虑一个例子,即在高山地区的机械滑雪道就能说明这个问题。

20 世纪 70 年代早期,在高海拔地区广泛建造的速降滑雪道引起了表层土壤的移动,后来就被荒弃。不仅植被消失,传播体储备亦不复存在。留下来的只有易受侵蚀的“技术源性荒地(technogenic barren)”,其特点是无任何表土层和植被覆盖的矿质土壤(例见 Meisterhans 1988, Flüeler 1992, Urbanska 1995)。在许多高山地区,在机械滑雪道的自然的定植甚至在 30 年后亦未获成功,看来滑雪道的建造破坏了大多数栖息地,而这些栖息地对于成功的植物生长是必不可少的(Urbanska 1995, 1997b)。机械滑雪道观察到的情况清楚表明,实际的生境(和栖居者)毁坏、原有传播体储备的不可逆丧失以及迁移传播体的潜在安全栖息地的

丧失导致了弹性的消失。

高山滑雪道之例可看做是生态系统遭相对“温和”破坏的情况。当植物和表土的丧失伴随着土壤毒性时,对于自然恢复,我们很容易想像到更为恶劣的条件,任何生物定居都是不可能的(例见 Bradshaw and Chadwick 1980, Bradshaw 1997)。所以,弹性的概念明显地不适用于受到强烈干扰的立地,因为这些地方不存在任何具有弹性或其他形式的生态系统功能。

有关弹性概念广泛应用的另一问题是它的明显却未明确定义的时间要素。经典和新近的定义都是基于该变量在消失或转化成一新值前延续的时间,或是一系统返回到平衡态的速率。对这种基本时间组分的不同诠释引起了诸多问题,因为在干扰后自然恢复的预测中,不同作者对于时间尺度理解上带有主观随意性,有时可达到几个世纪的时间跨度。例如, Tischkov(1996 未发表)关于在斯瓦尔巴群岛(Svalbard)上在人类干扰下的植被发育的预测中就包含有数百年的恢复期。与此类似,某些热带雨林的恢复期也被认为较长(Knight 1975, Whitmore 1975)。

以漫长的时间跨度和进一步的长期预测为基础的弹性概念目前尚无太大的实用性。当前的全球气候变化多半会由于人类对生态系统的直接影响而加剧;而土地利用无论是现在还是可以预见的将来都可能是这种影响的最重要的组成部分(Vitousek 1992)。同时,现代干扰和过去的相比不论在规模还是在性质上都有很大的差异,尤其涉及人类对陆地生态系统的作用方面。例如,热带雨林在自然状态下一般有很高的生产力,对于局部干扰也确实表现出很强的恢复力。然而现在雨林被大规模采伐,而且经常由于大范围的开垦,使得其中的原始种源和土壤结构遭到破坏(Gomez-Pompa et al. 1972)。

有些作者认为,如果群落在过去曾面临过类似的考验,那么它们对特定的环境干扰也许会有更强的恢复力。然而,即使目前干扰和过去所产生的干扰相似,亦不能保证把过去的资料可以直接应用于将来的长期预测。正如 Balmford(1996)指出,“当代挑战和历史上的挑战有细微但决定性的差异”。例如,过去生态系统对诸如气候急剧变化等的弹性,与它们以前的总的分布和种群大小相关。而现在许多物种的分布范围减小,栖息地破碎;且由于基因漂移、遗传结构等原因,个体数量常常很小。对历史资料我们可以加以考虑,但仅据于这些资料的预测(例见 Katenin,

1995)则不能不加以分析就接受。

前干扰(pre-disturbance)是传统的弹性概念的内在组成。于是生态系统稳定性被考虑作为弹性基础的惟一范式,而且一般要用到演替原理。

生态系统的稳定性是主要依据种类组成即 α 多样性来评价,还是注重于物种丰度,现在还未有统一认识(Rahel 1990,另见生态系统脆弱性综述,Nilsson and Grelsson 1995)。从语义上看,稳定性原则对强烈干扰似乎并不总是适合(Parker and Pickett 1997)。恢复的目的很明显注重于生态系统的功能而不是干扰前的精确结构(Bradshaw 1997)。“自然在流动”的新范式(Botkin 1990, Pickett et al. 1992, Pickett and Parker 1994, Parker and Pickett 1997)提出了许多参比状态来取代单一顶极群落,在恢复研究中也许被证明更适合(另见 Urbanska 1996)。

演替的一般特点被认为是递进即从简单发展到复杂结构,同时物种和群落的多样性亦增加(van der Maarel et al. 1985)。然而,一个群落镶嵌是否真正地、始终地和演替阶段对应,抑或偶尔反映物理或化学环境中的潜在差异,正如由 Roozen 和 Westhoff 提出(1985)的,这一点并不总是清楚。

Pickett 提出的植被动态模型无须是定向的、分阶段的,或终止于一种可重复状态(Urbanska 1996);因此,这一模型和演替确定性模型相比,在描述恢复后群落发展问题上可能是一更好的选择。Pickett 提出的“植被发育”一词更具广泛性,该词比“演替”一词可能更恰当,尤其适用于那些长期没有任何生物区系演替发生的情形。我们在阿尔卑斯山进行的恢复研究(例见 Urbanska 1996)和最近其他地区的报道(例如 Anderson 1995)表明在恢复地区的物种多样性与在天然环境中的相似,但群落的区系组成有很大不同。我最近就传统的基于植物序列的演替概念被直接用来评价极端高海拔地区和极地地区的弹性这一事件提出质疑(Urbanska 1997_a)。除了一些更基本的原因之外,无条件地坚持演替原则有时会导致相互矛盾的术语——既有语义上的,又有生态学的——比如“永久先锋阶段”。

许多读者对本文中阐述的观点可能持有异议。这很好,非常欢迎就这个话题进行讨论,但在开始前必须明确一下:对现有概念和(或)术语的修改绝不会抹煞许多伟大的生态学家所做的开创性工作,相反地他们的工作澄清了许多概念的含义。首届 Sibthorp 研讨会召开的目的是挑战传

统的生态学思维、探索最新科学进展的相关性和应用性；我们在恢复生态领域中取得的认识进一步要求我们对这方面给予重视。我们再不能把生境受到严重干扰看成寥寥无几的例外了；这样的例外现在确实是太多了，而且数目还在继续增长。

对生态学概念的探讨不应该仅仅为了纯科学目的而试图更精确地定义这些概念。当然定义清楚的概念对于应用生态学和生态系统管理方面的专家相互之间进行交流亦是迫切需要的。Soulé(1996)认为“不采取行动之危险可能比不适当行动之危险更大”。我猜想，著名的保护主义者的观点对许多毁坏严重的地区亦不适用，因为在那“反复试验”的处理(例如用大量的肥料来辅助引种外来植物)常会严重影响自然恢复进程，故新的举措不可缺少。因此不妨说“不适当行动之危险可能和不采取行动之危险一样大”。

3.3.5 结论

人类的才智偏爱连接胜过分裂。于是，那些看起来产生格局和将这些格局认为是理所当然的解释的资料可能经常凌驾于对这些格局质疑的资料和解释之上就不足为奇了。然而，现有规则之例外的数目还在不断增长，尤其是当存在极端干扰的情况下。因此，我们迫切需要新的方法、参比状态以及经过修订的术语。

3.3.6 致谢

深深感谢 Nigel R. Webb 和 Philip A. Wookey 对本文早期手稿所提出的帮助性意见。

3.4 海洋生态系统管理的原则是什么？

Philip C. Reid

海洋占地球表面积的 70.8%，同时由于其密度和周围介质黏性的不同，海洋在控制其物理和生物学的变化上有着与陆地系统完全不同的尺度。初级生产者的大小就是一个很直接而又明显的差异。陆地上的树和

草等都具有固定的根,而海洋中则只有单细胞的浮游植物。通过发展新的尖端的全球海洋模型和利用多光谱卫星图像,使对海洋在空间尺度上的变化的新的理解已成为可能。对这些新的信息的综合,可以帮助确定海洋中复杂的生态环境,以及需要建立特殊管理结构的重点。本文主要是引起人们对海洋生态系统方面进展的注意,并建议可以将 Longhurst (1995)建立的定量分类系统作为区域性管理的框架。这个系统与陆地环境中定义的生物群区的等级系统有些相似。本文强调了有关海洋生物及其生境可供利用的知识的缺乏,但这里还只能将注意力放在近海海洋生物(pelagos)上。本文还特别提到了渔业和生物多样性的管理。为了评价确定的生物群区和生物省内的季节性和年度变化,迫切需要在广大地区安装一种长期野外监测系统。这样的规划目前只有 2 个,即连续浮游生物记录仪调查计划(the Continuous Plankton Recorder Survey)和美国加州的 CalCOFI 调查计划。文中也概括了可以应用于这些调查所需要开发的有关的新型仪器设备。文中还提出了当前或已经计划实施的区域性海洋公约(Regional Marine Conventions)如 OSPAR、赫尔辛基公约、巴塞罗那公约和 CCAMLR 等,可以作为包含海洋生态系统的整体管理在内的一个框架。政府间海洋地理委员会(Intergovernmental Oceanographic Commission, IOG)鼓励还没有合适的管理途径的沿海国家应该发展区域性途径以管理沿海及海洋。随着时间的推移,区域性公约应该推广至全球范围,以实施 UNCED 有关海洋的宣言。

3.4.1 前言

全世界的海洋面积达 $361\ 059\text{Mm}^2$, 体积达 $137\ 032.3\text{Mm}^3$, 占地球面积的 70.8%。海洋的最深处达 11 034m, 可与珠穆朗玛峰 8848m 的高度相比拟。由于在如此大的空间和深度尺度上取样比较困难和代价较高, 有关远洋环境上层 200m 深度以内的知识是最多的, 但与陆地系统相比还是非常有限的。绝大多数的物种还没有被精确地描述过, 它们的生态学还并不了解。尽管一些代表性的远洋生态系统以及其他诸如珊瑚礁一类系统已被确定, 但有关它们的过程及其程度和地理“边界”的知识仍然十分有限。关于生活在深海中的浮游生物的知识和它们对分解沉积的有机碎屑的作用等方面也了解得非常不够。生活在海洋底部底栖生物

的营养依赖于浮游生物产生降落的碎屑，而这在时间上具有很强的季节性。它们主要在深海区域，但可能反映了我们在上层海面看到的生产力格局。

陆地和海洋生态系统的物理基础是大不相同的 (Steele 1985)。与陆地相比，海洋水体巨大的热负荷量可以削弱海洋短期的“气候”变化。由于这种热反应和海洋底部与表面的长期热交换 (100~1000a)，海洋在长时间的间隔里也可能产生较大幅度的环境变化。因此，引用 Steele 的话，“在一个非常长的时间尺度内，这个系统从内在来说是不可预测的，必须在进化的范畴而不是生态学的范畴里来看这个问题”。生态学的观察对于系统的管理和风险分析等方面是重要的。

海洋和陆地生物为了对不利的环境驱动力做出响应，进化出了不同的生态策略。例如，在相对稳定的海洋系统中，变温动物为优势种类。进一步的区别是，与陆地的树木和草类相比，海洋初级生产者生命周期相对较短(约 1d)。或许两种系统最基本的差异是大小结构与世代时间的对照，即浮游植物的长度约 $40\mu\text{m}$ ，一个世代时间为 1d，而树木的高度为 108m，一个世代时间为 104d (图 1~3, Steele 1991)。海洋生态系统的研究集中在物理过程对种群变异的控制上，相比于陆地生态系统是密度制约的，捕食者-猎物之间的相互关系被认为是其进化最重要的驱动参数。因此全世界的大洋和大海是一个非常不同的生态环境，它们的生态系统管理需要建立特殊的管理结构。

海洋中所有浮游的生命物质都是在一个黏着的、动荡的水体系统中连续地运动着。这个系统是地球两极处下沉的冷水和返还在赤道处向东流动的温暖表面水这样一个长期的全球性海洋环流中的一部分。大的表面水流是由风等因素决定的，如贸易风、西风和季风等。这些水流在卫星图片上显现出复杂的旋涡结构。在大陆边界处，水流则主要由向海风控制着。这样，富含营养物质的深层水可能会上涌。这些区域是海洋中生产力最高的地区。在浅的 (< 200m) 大陆架地区，约只占全球表面积的 7.6%，潮水在这些地方产生进一步的搅动力。作为对季节性表面升温和一些较轻的、密度较低的淡水输入等因素的反应，在水的上层之间会形成一个致密层(温度突变层、密度跃层)。这个层作为一个边界限制了来自深水区营养物质的传递。初级生产只限制在海洋很小的一部分水体中，因为光照只能透过约 100m 深，在极地和浑浊的海岸水域，光的穿透深度

更低。

海洋在垂直和水平方向都显示出复杂的运动格局。所有的浮游生物生态系统是可移动的,具有不断变化的结构和边界。它们的主要特征是受大气环流所制约,而大气环流似乎是呈混沌式变化的。气候变化如何影响海洋循环还不清楚,因此,在海洋这样一个尺度上来进行管理完全是不现实的,除非我们对气候变化的驱动参数和人类通过温室气体的产生对这种变化的影响等方面能够了解和进行控制。正如 Steele 所言,充分理解控制海洋环流过程的主要因素是当务之急,因为任何大的变化必然对海洋和陆地系统产生影响。

对海洋生态系统进行管理,首先要明确管理的区域。从卫星图像上看到的物理结构的巨大变异性,和最新建立的全球海洋模型,都强调了海洋不能作为一个实体来管理。根据初级生产的不同季节周期,已经建立了一个海洋生态系统的等级分类系统。这个系统可与陆地生态系统中的生物群区相比拟。这样就可以形成作为管理区域地理分类的基础。应该在海洋生物群区或生物省实施长期监测计划,以了解远洋系统中海洋生物群落或地区的季节性和年度变化及其长期变化 (IOC and SAHFOS 1991)。一些单个地点的垂直剖面的定位观测站点,应利用 CPR 或新一代的浮游生物和环境连续记录仪(CPER)等设备,沿着行驶船只的固定航线进行有关测定,建立连续的浮游生物的监测网络 (Quartley and Reid 1996)。在不同的地区或生态系统,应在一定的时间间隔(一般 5 年)将变化情况和有关评价作为向目前的区域性海洋公约、大型海洋生态系统研究 (Sherman 1994) 或 UNEP 区域性海洋规划等所提交报告的一部分。从评价中得出的一些建议的实施是每个签约国或多国组织(如欧盟)等有关当局的责任。

3.4.2 卫星图像

卫星和精密数学模型的出现使我们对海洋变化的理解发生了革命。初级生产是海洋中所有生命体的碳源(中洋脊和类似的产生甲烷的系统和硫系统除外)。在 1978 年 11 月和 1986 年 6 月间,大型气象试验卫星(Nimbus)7 号卫星携带着一个实验多光谱“海岸区彩色扫描器”(Costal Zone Colour Scanner, CZCS),测定 433 nm、520 nm、550 nm 和 670 nm 处

的反射辐射(Feldman et al. 1989)。可惜扫描器只工作了很短的一段时间,因为它在进行区分叶绿素、浅水中的悬浮沉积物和溶解的有机物(DOM)等物质的计算上存在一些困难。经过处理众多的卫星图像(如CZCS及其继任者1997年9月的海洋WiFS规划所获得的图像等),以获得世界范围内叶绿素分布的复合全球图像。某些复合图像可以从NASA万维网的网站上下载。图像显示出在靠近极区、温带西风带区、上涌地区及太平洋和大西洋沿赤道的逆流区浮游植物的生物量水平较高。北大西洋的季节性复合图像显示出叶绿素在春季最大值向西北方向扩展、在秋末向南部萎缩的趋势。AVHRR图像起初是用来测量大海表面温度变化的,从其白色的反射上也可以反映出球石藻水华的存在(coccolithophore bloom)(Holligton et al. 1989)。CZCS、海洋WiFS和AVHRR的图像都清楚地表明了海洋生态系统巨大的空间变化,不同的海洋中存在的强烈反差,以及广泛发生的季节性差异。这些图像为我们提供了一系列新的工具,可以发展一个全世界海洋的分类系统。

3.4.3 生物地理分类

对海洋生态系统管理的途径需要代表全部的动植物多样性,并注意那些惟一的、特有的或者特殊的特征。在第一阶段,需要确定海洋不同地区的分类代表,同时结合监测对策对随时间而产生的变化进行评估。定期的地区性评估应该作为管理周期中的一个部分。建立一个可操作的全球陆地观察系统(GTOS)和全球海洋观察系统(GOOS)的计划正在发展中(IGBP 1992,OECD 1994),该系统包含了这个结构的多个方面。陆地生态学家已经将陆地分为生物群区,代表不同的植被类型,如冻原、北美夏旱灌木群落、草原、热带雨林、温带常绿林、泰加林、沙漠、高山带、温带落叶林和极地冰区等。研究表明这些生物群区间的边界具有一定的物理基础,可以结合一些有限的测量来确定,如温度、坡度、海拔、纬度、太阳辐射、降雨和土壤类型等。卫星图像的应用可大大促进这些生物群区的区域性制图,这些信息可以作为对生产量和碳流动进行模拟的基础。

Longhurst (1995)最近根据浮游植物生物量和生产量提出了一个关于全世界海洋的分类系统,这个系统可以与陆地生物群区相等同。他的这个分类系统是基于海洋物理特征和物理过程如何影响浮游海藻的生长

等知识而建立的。为了确定浮游植物的季节性生长周期,他应用了可能的最高分辨率,汇集了全球 $1^\circ \times 1^\circ$ 精度的数据集,包括混合层的深度、温度、密度、表面营养物浓度和太阳辐射。 1° 栅格上的表面叶绿素分布可以从 1978~1986 年间也是在 1° 栅格上的 CZCS 每月平均的卫星数据中获得。光照深度、与初级生产相耦合的光照深度和浮游植物的损失项可以根据以上变量,利用数学模型而计算得到 (Sathyendranath et al. 1995)。根据以上信息,Longhurst (1995) 提出了将海洋划分为 4 个生物群区和 56 个生物地球化学省。4 个生物群区的特征如下:

西风带生物群区:混合层深度的区域,受局部风和辐射的控制。

信风生物群区:混合层深度在海洋范围的尺度上进行调节的区域,经常具有远距离的大风。

极区生物群区:易受到由于冰块融化产生的表面盐分层的影响(包括极区海岸)的地区。

海岸生物群区:混合层深度受海岸过程影响为主的浅海区 ($<200m$)。

这些生物群区和生物省季节性变化的边界一旦建立,就可以形成海洋系统管理的定量基础,包括初级和次级生产者、渔场的容纳量和生物多样性。

由于生境退化、污染、富营养化和对海洋资源的过度利用,海岸生态系统处在高度受威胁的状态。全世界接近 95% 的渔业产量是来自海岸水域。某些鱼类,尤其在上涌地区,已表现出优势海洋种类的迅速变化,称为“生物量反转器”(biomass flip)。生产量下降已经产生了巨大的经济和生物学影响。但关于这些变化的真正原因尚未完全清楚。可能是由于过度捕捞、自然环境变化和可能的气候变化等因素联合作用造成的。为了解决海岸环境的这些问题,根据测海学、水文地理学、生产力和营养依赖的种群等方面相似性,可定性地将全球海洋分为约 50 个大洋生态系统 (LME) (IOC 1993)。这些大生态系统的确定,就可以使区域性、多国组织的途径应用于“研究、监测和减轻胁迫压力”。这个建议认识到了 LME 的管理是一个不断发展的科学和地理政治过程,但也感觉到对理解影响 LME 的生物量和长期可持续性的大尺度变化的驱动因子,现在已有充足的可利用信息。Longhurst 的方法意味着对于 LME 现在已经有了可定量的结构,并且最终可能决定每个 LME 的渔业承载量。

3.4.4 浮游动物

Longhurst 的生态系统分类是以相对粗略的藻类生物量的估计为基础的。我们知道,现在的浮游动物的种类可以较大地影响浮游植物的成分和能达到的初级生产力水平,但我们对于动物取食者的了解却少得多。Longhurst(1985)综合了全世界 14 个不同区域内不同浮游动物相对贡献的全球变化。Longhurst(1985)的图 1 强调了在世界海洋的不同地区发现的“平均”浮游动物组成的明显差异。任何管理系统的有效管理现在都急需 Longhurst 确定的这些生物群区和生物省大大改善的有关浮游动物的生态学和季节性演替的知识。对浮游动物作为取食者在海洋生态系统中的中心地位和鱼类幼体及海洋鱼类的主要食物资源的认识在许多国际 GLOBEC 管辖下的国家规划中有重要体现(GLOBEC 1997)。

3.4.5 长期监测

对于 Longhurst 确定的所有重点省的长期监测在任何形成的海洋管理系统中是必需的。Tinker(1994)确定一个监测网络具有下列用途:

- 生物群区生态学模型的参数化及验证。
- 在政策和条例的形成中向政府提供详细的变化情况。
- 提供包括社会经济研究和模型的有关信息。
- 监测生物多样性的变化。

这些应用的价值随着每年数据的积累会日趋增加,首先为对自然的和人类活动影响引起的变化进行评价提供了基本标准。在不同时间内连续进行的标准定量测定,对于确定环境动力引起的趋势、周期性现象和时滞效应是必要的,其结果可用以验证有关假说及数学模型的输入。由于浮游生物是大范围内驱动因子的综合体现者,监测浮游生物的变化可以提供气候或污染影响的早期警示(Taylor 1995)。任何规划都要认真确定其目标;在任何规划开始前,其对策和仪器设备都应考虑周全。由于长期研究规划不容易赢得投资机构的赞同,这些目标都需要不断进行重新评估。Duarte 等(1992)指出许多长期的监测规划已开始,但是很少延续 4 年以上。

目前仅有两个深入的长期监测浮游动物的规划(CPR 和 CalCOFI)可以描述季节性和年际的变化。CalCOFI 调查计划调查了加州西海岸的浮游动物,从 1984 年起,每月通过垂直拖网在同一地点沿海岸外一系列样带进行取样。这些样品中的动物种类尚未鉴定出来,只有生物量大小被测量了,但这些结果已表明了丰富度具有明显的下降趋势(Roemmich and McGowan 1995)。这种大的变化说明了在每一个海洋生物群区的关键地点,尤其在南部海洋,建立长期的监测规划是非常必要的。这些规划需要确定所观察到的下降趋势是否也在南半球发生并确定这些变化是否可能是由于气候变化所致。

1931 年开始的连续性浮游生物记录调查是世界上惟一能提供在海洋盆地范围 10 海里间隔对浮游动物(和浮游植物)丰度定量计数的一个调查(Gamble 1994)。在这个调查中所用的机器是用沿着正常路线航行的商务船只拖着的。自调查开始至今,已分析了将近 200 000 个样品,区分出 400 个不同的浮游动植物区系。这个调查描述了浮游生物在大的空间区域和长的时间范围内时空变化的一致性格局。CPR 数据显示的丰度降低的一般趋势与 CalCOFI 的结果相一致(Reid and Hunt 1998)。密度制约因子在控制浮游生物多样性中的重要性在最近利用 CPR 数据的分析结果中得到证实(Planque and Ibanez 1996, Taylor 1995)。利用志愿的机会船只在原位监测浮游生物的这种 CPR 途径已被确立为在 GOOS 内建立全球性观察系统的未来计划中的一种方式(OECD 1994)。

3.4.6 新技术

将来为了在 Longhurst 利用的空间和较短的时间尺度上对海洋进行评估和有关测定,还需要发展和应用一些新的仪器设备。由于研究船只耗时太多,利用可能的船只进行帮助拖拽测定系统是这种途径的最好平台。在固定的或变化的深度上进行工作的新的拖拽体现在已经可以得到(Aiken et al. 1995, Quartley and Reid 1996),这种拖拽体状似航天飞机,这样能够携带许多仪器设备。数据可以储存在机器中以后取出,或以实时模式通过电缆传输到船板上的计算机,这样也可以通过卫星传到岸上的实验室中。第一批数据正在利用这种连续浮游生物和环境记录仪(CPER)获得,这种仪器也具有“连续”的浮游生物的取样机能。经过适

当的比较,可以及时地将这些新设备的测定结果与目前储存的CPR数据库进行整合。此外,为测定垂直剖面上生态系统各变量的数据的固定泊位以及测定关键物理和化学参数的相关设备也正在发展或试用中,并且有可能对海洋管理提供新的重要的信息。

3.4.7 渔业管理

在200海里限制内海洋中生命资源的管理是每个国家或联合国海洋法公约(UNCLOS)管辖之下的多国联盟(如欧盟等)的责任。这个公约包含了渔业持续管理、生境和物种的保护以及保护和保持海洋环境免受污染影响的特别条款(Ducrotoy 1996)。UNCLOS也涉及了鱼类资源和在专属经济区(exclusive economic zone)与开放的海洋区之间迁移的海洋哺乳动物。但是,关于所有这些不断变化的需求应该如何制订(国际组织应对此负责)及应用什么样的管理系统等还不十分清楚。国际捕鲸委员会应该包括捕鲸业和一些特殊公约,如北大西洋鲑类公约中包含的其他迁徙性资源。联合国正在发展一个“跨区和高度迁徙鱼类资源的协议”,联合国粮农组织正在准备一个“可靠渔业的操作法规”。

海洋是世界上真正最后的自然旷野,但即使在这个地方,由于许多物种的活动性和群聚等特征,人类已过分开发了许多的鱼类和海洋哺乳动物,以至于使它们近于灭绝,有些则已经灭绝。在世界范围内,鱼类资源已急剧下降(FAO 1995, House of Lords SCST 1996),同时伴随着其他不同物种对资源贡献的巨大变化。例如,1988年在北海鱼类的捕获量(North Sea Task Force 1993)达2 680 705t,而这些鱼类主要是在一些工业渔场捕获的小型鱼种。二战后直接用于人类消耗的海洋鲱鱼的产量产生了巨大变化。一些被抛弃的鱼类(一般是个体较小而按规定被扔回海中)和深海中的生物(多数已死亡)又增加了额外的吨位。目前,北海鱼类资源每年有30%~40%的生物量被捕获。若从生态系统中碳流动的角度考虑,我们可以设想对这些鱼类的浮游生物食物资源的密度制约效应。它们的自然死亡率是很高的,但尽管捕获的范围很大,从食物链的低营养级解释这些正反馈或负反馈的证据却不明朗。

目前,世界大多数地区的渔业管理是建立在一个“总的可允许捕获量”系统的基础上的(TAC),该系统是以个别物种资源的评估为基础的。

实际的渔业是建立在多个物种的捕获基础上的,这样现有的模型并不能对多物种资源的捕获配额提供建议。在许多渔业中,捕获量中有较大的比例(某些超过 50%)是由寿命为 1~2a 大的工业种类所组成的。至于它们对长期生存的有重要价值的物种会产生什么样的影响,目前尚无法确定。在欧洲 103 种确定配额的鱼中,只有 39 种所确定的安全捕获量有“足够的科学资料”作为依据(House of lords SCST 1996)。

现存的管理系统并没有考虑到渔民、他们的船只和船队的捕获能力。目前采用的一个过时的系统是在欧盟共有渔业政策之下运行。在通过利用复杂的电子鱼类发现装置装备的新型大型船只面前,任何可能产生的捕鱼压力的减轻都会被抵消。以自然定额为基础的欧洲委员会渔业政策也被证明不起任何约束作用。为了发展持续性渔业,迫切需要建立一个具有预防措施的管理系统的“共同渔业保护政策”。这个政策需要以船队中各船只的捕获能力和对所捕获的不同物种的资源估计等方面的综合管理为基础。所有的可持续性资源包括鲨鱼、鳐鱼及其他非目的种类必须得到保证,其他附带捕捞的种类都应通过对捕鱼时间和地点的选择进行控制。现已认识到梁状拖网造成的深槽和丢弃物可能正在对底栖生物产生影响(North Sea Task Force 1993)。有关如何降低丢弃物和拖网影响的方法还需要发展。除了开发捕鱼船和鱼网外,建立永久保护区或建立规模因年内季节变化而异的禁渔区也应作为今后的可能方法。

3.4.8 生物多样性

UNCED 于 1992 年已认识到对有机体多样性知识的基本缺乏,急需发展解决这个问题的有关对策。《全球生物多样性评估》(Heywood 1995)一书综述了这个问题并确定了四种类型的多样性,即生态多样性(从生物群区到种类)、有机体的多样性(从界到种群)、遗传的多样性(从种群到核酸)和文化多样性。该报告认识到了当今关于世界生物群区和生态系统知识的有限性,还不存在一个单一的分类系统用以测量生态群落的多样性。我们关于海洋生物多样性的知识比陆地系统要少得多,同样,海洋生物多样性受人类活动的威胁也相对低得多。迄今在海洋环境中进行的捕获已限制在大型种类、鱼类、贝类和海洋哺乳动物。最近人们已将重点放在引入种的作用上。一些藻类水华或有毒的藻类被认为是通过船只压舱

水分中休眠包裹带进来的。其他明显属于引进的物种可能在其新环境中成为优势种,从而可完全改变当地的生态系统,如黑海。人们对于引入事件的了解程度或者对于人类活动导致的环境变化的反应程度(如富营养化)等,还不是很清楚。保护海洋生物多样性的策略应该与在局部海域正在发展的管理结构整合起来。

3.4.9 区域性公约

区域性海洋公约和 UNEP 区域性海洋规划包含的地区为我们提供了一个包含海洋生态系统的整体管理的框架。波罗的海的赫尔辛基公约包含了评价生物多样性和自然保护的有关责任,在 1998 年 OSPAR 公约(东北大西洋)中又增加了一个新的关于物种和生境方面的附件。

全世界海洋生态系统的管理问题又因为社会经济因素进一步复杂化了。只有相对较少的海洋部分,即在 12 海里以内,由海岸沿海国家控制,从此到 200 海里则受海洋法管辖(OECD 1994)。很少国家能具备这个能力,或者在许多情况下倾向于管理这些“国家”水域。生物区系和生态系统由于其活动性,并不遵从这些国家的边界。在一个国家受到保护的一个种群可能会进入另一个国家不受保护的水域。一些国家如日本把很大的精力放在海洋资源的利用上,会到很远的海域去掠取更高价值的海洋产品。

Reid(1994)描述了北海部长会议以及他们的相关预备队和北海特遣队(NSTF)如何被证明是一个有效的管理工具,在改善北海的环境方面取得了实质性的进展。由于这些进展集中在诸如减少营养物质和杀虫剂及停止向海洋中倾倒垃圾等方面,部长们确实建立了保护生境和物种的相关程序,并已认识到了确定生境的生态网络以及启动长期生境监测的必要性。对北海的管理周期已在 1984、1987、1990 和 1995 年的四次北海部长会议得到了重复(Reid, 印刷中)。根据修改后的 OSPAR, 用在北海成功的管理程序将被应用于整个东北大西洋地区,2000 年该管理程序将从南部的直布罗陀(Gibraltar)延伸到北极,从东部的卡特加特海峡(Kattegat)到 43°W*。

* 疑是 43°W。——译者注

3.4.10 结论

UNCED 关于海洋的宣言确定了发展全球海洋持续管理系统的迫切需求,这一点在下面给予简要介绍。UNCED 也认识到能力建设的普遍重要性,及其监测和达到海洋资源发展目标之间相联系的重要性。

- 防止、减少和控制海洋环境的退化,以维持和改善其生命支持能力和生产能力。
- 挖掘和增加海洋生命资源的潜力以满足人类的营养需求,及其社会经济和发展目标。
- 推动海岸沿海区域和海洋环境的综合管理和持续发展。

由于许多决策都具有政治和资源的含义,如 OSPAR、赫尔辛基公约、巴塞罗那公约和 CEMLR 等区域性海洋公约将会作为综合管理途径的一部分,是最适合将这些宣言推向前进的公约。减少污染和富营养化、维持生物多样性和保护生境的管理途径已在一些区域性公约中体现。尽管在现在的公约中已经取得了巨大的进展,但仍有许多问题需要解决,例如至今尚不清楚许多进入海洋环境的污染物混合后所造成的影响。试图解决这些问题所需要的新的生物效应的技术正在发展中,这些新技术正用来提供预警系统和帮助确定优先行动。海岸 200 海里以内海洋生命资源的管理是每一个国家的职责,但目前还没有包括在区域性公约中。许多海岸沿线的国家并没有对这些资源实行保护性的管理措施,有必要将持续性利用生物资源的区域性途径应用于 UNCLOS 的条款中。

现在只有少数区域性公约承担保护海岸环境的责任。到目前为止,多数公约还是集中在污染问题上。对于公约中没有包含的海洋区域,UNEP 联合协调了一个区域性海洋规划。在这个规划中,投入的行动和资金在不同地区有很大的变化。在 UNEP 规划内的区域性海域,有必要确定他们作为区域性公约的地位。由于大海洋生态系统(LME)规划正在局部海域实施,这可以作为形成初始的区域性协议的基础,这些协议以后可能会发展成为公约。在发展新的区域性公约时,应该从当同同类组织中汲取经验。

当新的公约建立时,应该具有实际的、以 Longhurst(1995)提出的分类系统做参考的自然边界。机会船只的利用和连续性浮游生物和环境记

录仪的应用,结合卫星图像的信息,是一个在这些生物省区为获得长期广泛的空间信息具有一定投资效益的方法。所有区域性公约应该负有以可持续性方式管理和保护其确定的海洋环境的全部责任,并包含一些有关生境、物种及其保护、水质、海岸管理和生命海洋资源等特别条款。还应包括与其相关的全球性公约建立联系的机制。一个管理周期,包括一个经过周密计划的监测规划和在大约5年间隔常规评价的报告,应该是每一个公约不可分割的一部分。如果可能的话,确立一个在世界范围内对所有区域进行评价的固定的报告日期,这样每隔一段时间就可能产生一个综合的全球评估。

4 了解生态系统的功能,评述什么是或应该需要管理和保护的以及科学如何发挥作用

4.1 生态科学与陆地生态系统管理

Phil Ineson

4.1.1 引言

无论在区域尺度还是在全球范围内,我们都能够觉察到人类活动已经对地球产生了剧烈的影响。为确保在这些尺度内人类实施的管理体制都具有可持续性,拥有人类活动对生态系统影响的基本信息是至关重要的。并且,只有将这些信息融入区域生态系统管理中,它们才具有令人信服的价值。

对这些信息的需求是显而易见的,而且已有了由此而产生的政治和社会变化的证据。例如,由于科学合理的论证,全球范围内氟里昂(氯氟烃)的生产和使用已经发生了巨大变化。然而,更多的例子是由于科学上的疑义,或科学家不能说服“管理者”,使这些信息不能运用于实践,这对于人类社会及其管理下的生态系统都是一种遗憾。下面,以我们所研究的“酸雨”为例加以说明。

关于科学在生态系统管理中的价值存有许多争议,其核心问题是“什么是科学”。对于这个问题有许多理论与实践上的探索,我认为最实用的定义是“归纳和验证假设”。生态学起源于人类对“自然历史”的研究,其结果导致了一门学科的产生,这门科学倚重于观察,而不是将观察结果归化为可验证的假说。

Likens 等(1977)开拓性的工作,其重要性在于他们将生态学带入了一个新的时代,即在生态系统水平上进行可控实验。然而,一些批评家担心这种在生态学上倾向于实验性操作的做法走得过远,有损于基本观测和格局分析(Lawton 1996)。有两个方面必须加以考虑:如果缺乏缜密的观察,假说或是无效或是与实际不符;如果不对假说进行验证,生态学便

不能称之为一门科学。遗憾的是,科学的方法常与技术及其使用互相混淆,对生态系统任何参数的量化都会被贴上“生态系统学”的标签。酸度计精确到小数点后面几位并不能立刻使测定变得科学;同样地,主成分分析的运用也不能使观察阶段更“科学”。他们过于频繁地替换科学过程的第二个阶段,成为那些“没有假说的人的最后一个手段”。

管理者不会仅凭生态学家的主观推测而采取行动——他们需要强有力的证据,连同可供选择的各种方案及投入与产出方面的信息。不幸的是,有关环境变化或受损的后果及其成因的证据通常难以获得,特别是当有利害关系的当事人希望实情不被证实时。对合理的科学根据的需求变得明显了,虽然参考的科学出版物在提供科学根据方面占有中心地位,但这些科学出版物必然难于为管理者或外行所用。

为了说明如何将基础科学的研究结果运用到生态系统管理中去,我们回顾一下由 20 世纪中叶开始的“酸雨”争论到酸性污染物沉降阈值确定的整个过程。首先,有必要在全球尺度上对相关问题进行如实评述。

4.1.2 全球概况

1. 大气的组成

地球周围大气的化学组成并不是一成不变的,除却人类活动引起的近期变化外,最剧烈的大气成分变化源自地球上生命的进化(表 4.1)。表 4.1 显示,生物圈的发展是与所有大气主要成分浓度的变化密切相关的,并对地球的自然环境产生了深远而又复杂的影响。例如,如果大气中缺乏“温室”气体 CO_2 ,那么地球表面就会冻结(Ramanathan 1988);如果 O_2 的浓度从目前的 21% 降至 15% 以下,那么燃料就不能点燃;如果 O_2 浓度高于 25%,即使湿的有机物质也能够很容易燃烧(Schlesinger 1991)。正如我们所知道的,如果想要生命继续在地球上繁衍,就必须维持大气目前的组成。

大气组成处于动态平衡状态。工业化和土地利用变化对大气 CO_2 浓度的影响,给我们提供了一个人类活动影响大气组成的明显例子。就全球尺度而言,大气中 CO_2 浓度的变化受到植物光合作用和土壤呼吸作用的共同调节。大气 CO_2 浓度由于在不断增加,目前已经达到了 0.035% 的水平,并且具有明显的季节与纬度变化(Conway et al. 1988)。

表 4.1 火星、金星和地球的大气组成与环境特征

	火 星	金 星	地球(出现生命前)	地球(现在)
表面温度/℃	-53	474	240~340	16
大气压力/bar	0.007	92	60	1
大气组成				
CO ₂ /%	95	96.5	98	0.035
CH ₄ /(nl/L)	0.0	0.0	0.0	1.7
N ₂ /%	2.7	3.5	1.9	79
O ₂ /%	0.13	痕量	0.0	21
Ar/%	1.6	70.0	0.1	1.0

数据来源于 Owen 和 Biemann(1976)、Nozette 和 Lewis(1982) 和 Lovelock(1989)。

估计在 21 世纪中期, 大气的 CO₂ 浓度有可能增加到 0.060%, 从表 4.1 中所列的数据和全球温度差异率为 0.000% 到 0.035% 来看, 这个结果非常令人担忧。对大气浓度增加的全部后果目前尚处于猜测阶段 (IPCC 1995)。

2. 封闭系统

除却一些流星、发射物和偶见光子穿出地球外, 地球基本上是一个封闭系统, 所以, 我们可以部分地对地球周围的元素动态进行概算。Garrels 和 Lerman(1981)给出了一个关于沉积型库的示意模型和元素在地球表面转移的过程(图 4.1)。给出的转化结果是在生物圈储藏增加了 15mol CH₂O。该模型中关键的假设是: 与地球外壳中矿物质的转移对比, 海洋和大气中主要元素的库量未发生显著变化。根据该假设的周转结果如图 4.1 所示, 固定在有机质中的氧和碳素大部分来源于碳酸镁和碳酸钙。由于这些转移需要 Ca²⁺ 从石灰石中释放到海洋, 而 Ca²⁺ 在海水中的浓度基本保持恒定, 从而导致了石膏的沉积和黄铁矿的迁移; 得出的结论是: 地球是一个封闭系统, 遵循热力学定律, 因此必须要具备图 4.1 所示的反应链。

上述分析清楚地表明, 对于其他元素而言, 任何一个较大的人为驱动的转化都将导致相似的连锁反应, 通过对“酸雨现象”得出的科学数据, 也可以十分清楚地证实这种连锁反应。

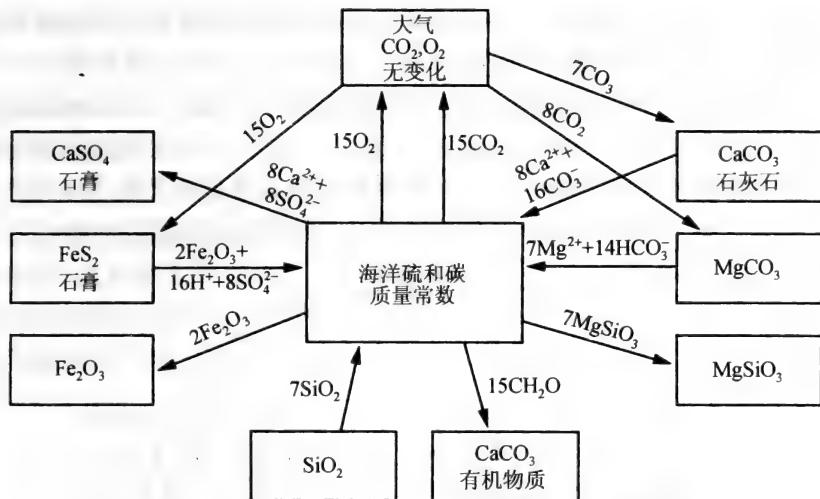


图 4.1 地球表面生物地球化学循环的主要“库”和转移量,转移量的例子是生物圈增加 15mol 储藏的结果(Garrels and Lerman 1981)。

4.1.3 酸雨问题

1. 全球硫循环

100 多年前,英国化学家 R.A. Smith 在描述曼彻斯特这座工业城市周围的空气和降雨质量时,首次提出了“酸雨”的概念(Smith 1872)。遗憾的是,人们对这些早期的警告并未给予充分重视。直到 20 世纪 50 年代,当环境化学家们发现来源于工业区的硫已影响到附近甚至本国之外的自然生态系统时,人们才开始认识到污染物通过大气的传输和沉降所导致的严重后果。此后,在众多瑞典科学家研究工作的基础上,形成了 1972 年联合国“人类环境”大会的主题报告(Sweden's Case Study 1971),确定硫污染及其导致的酸化是工业化国家当时所面临的主要污染问题之一。

尽管对这一结论持有很大怀疑,但全球的生态学家还是开始进行协同研究,力图在大范围内揭示酸雨酸化所导致的影响。在大西洋两岸,通过大量的工作,包括对湖泊(Batterbee et al. 1990)和森林(Hallbeck and Tamm 1986)生态系统进行的经典研究积累了大量证据,得出了一个骇人听闻的结论,即人类大量的化石燃料燃烧已对北半球的许多自然生态系

统造成了不可估量的损害。认识该问题本质的最好途径是对全球硫平衡状况和人类活动的影响进行全面评估(Granat et al. 1976,图 4.2)。

该评估着重考察了人类活动对全球硫循环的影响,揭示出化石燃料的使用是硫在全球范围内迁移的主要途径,在量上已经超过了火山爆发的释放而与全球风化途径相当(图4.2)。人类活动已经极大地逆转了硫循环的原有模式,形成了硫由陆地向海洋的净转移,这与工业革命前的情景正相反。

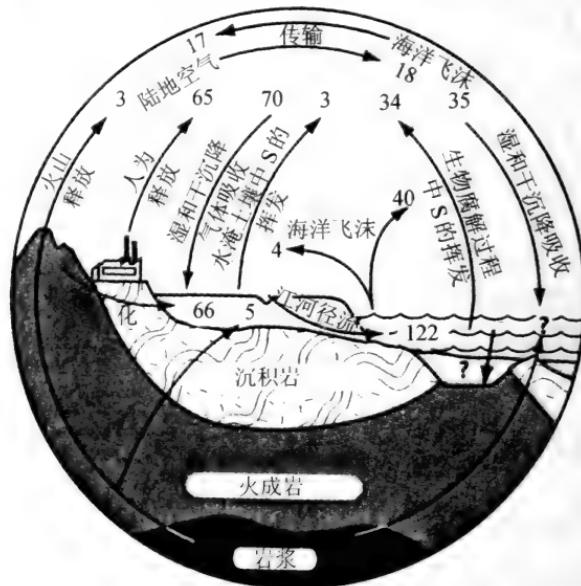


图 4.2 全球硫循环的主要转化途径($T\text{ga}^{-1}$), 仿 Granat 等(1976)

显然,当地球被看做是一个封闭系统时(图 4.1),这样巨大的转移势必对其他元素的循环产生影响。通过对这些效应的科学评价,一些基本的、重要的生物地球化学原理得到了进一步完善,这无疑有助于对生态系统的深入理解和科学管理。如果希望将科学的研究中得到的知识运用于环境管理中,那么这些原理就必须让管理者了解。以下简要地概述四个原理,并在随后的案例中运用它们。

2. 原理 1: 植物冠层的重要性

通过对陆地生态系统硫循环实测数据的整合与深入分析可以看出，

大多数系统是不平衡的,需要修正对这些系统中硫输入量的估计。早期工作已经证实了林冠在获取 Na^+ 和 Cl^- 等海洋盐分中的重要作用 (Carlisle et al. 1966), 并且硫的非自然的干沉降输入常常相当于或超过湿沉降 (DoE 1990)。

图 4.3 显示了对英国高地两个相邻地区(高位沼泽和森林区)氮和硫沉积的估计结果, 重点说明植被变化对这些元素在自然生态系统中沉积的影响, 以及对土壤与水体等的连带影响。现在, 土地利用和空气中氮、硫污染物的干沉积已成为计算环境负荷阈值时必须考虑的重要因素 (Hornung and Skeffington 1993)。

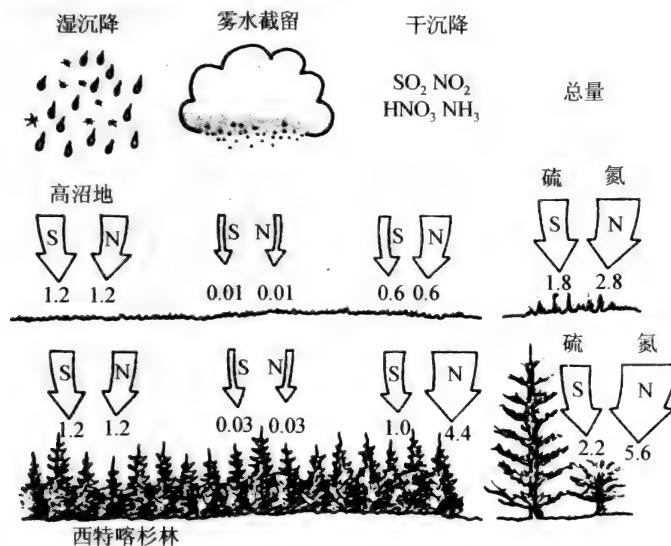


图 4.3 英格兰高地高沼地和森林中氮和硫的输入

植被也有助于调控土壤表面的物理条件, 可充当隔离层保护土壤免受极端温度的影响, 以及通过调控土壤水分蒸发损失与树冠截流来改变水分状况。

3. 原理 2: 氮循环的重要性

我们已经知道氮循环在控制自然和农业生态系统的酸化过程中的重要性。它主要是将 NH_4^+ 转化为 NO_3^- , 这个转化反应使 1mol NH_4^+ 产生 2mol 的 H^+ (图 4.4)。该过程称之为氮的硝化作用, 它是氮循环中最关

键的反应之一,对土壤酸化、水污染、陆地生态系统氮损失以及痕量气体——氧化亚氮的产生等都具有重要影响。要想全面地评价生态系统管理体制对酸化的全部涵义,就必须认识氮循环的全过程。

图 4.4 是一个简化了的氮循环示意图,氮素由大气氮库中的 N_2 经有机态氮再返回到大气中,构成氮循环的框架结构。其中,特别重要的反应是从有机质中释放氮(矿化作用)和氮在土壤中的无机转化。无机态氮在植物营养中扮演着至关重要的角色,它进入植物组织中,转化成有机态氮(图 4.4)。大气中的 N_2 控制了地球上生命中氮的数量,靠有限的细菌将大气中的 N_2 固定(固氮),靠大量的细菌通过反硝化作用再返回到大气中。

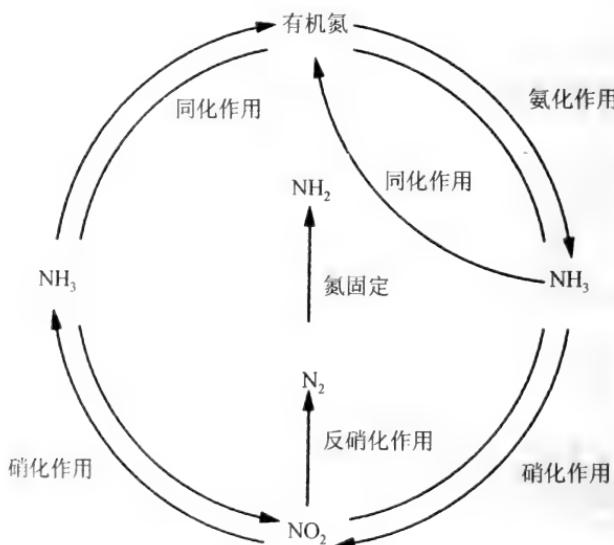


图 4.4 氮循环示意图

从目前的分析看,我们记住一点就足够了,那就是有机质分解主要产生氨,氨通过硝化细菌转化成 NO_3^- ,伴随着酸的产生。

4. 原理 3: 阴、阳离子必须平衡

不言而喻,生态系统不能超越或违背物理和化学规律,但是,生态学家却花费了大量精力来证明已建立的阴阳离子平衡理论能够适用于生态系统及其组分与物流。在陆地生态系统中,添加大量的游离离子如 SO_4^{2-}

等,将不可避免地对阳离子和阴离子的平衡产生影响,就像地球元素必须保持平衡一样(图 4.1)。 H_2SO_4 作为“酸雨”输入到森林和其他自然生态系统中,或者会导致通过林冠和土壤转运的 H_2SO_4 的增加,或者更有可能导致 H^+ 的存留和 Ca^{2+} 或 Mg^{2+} 等阳离子的大量损失。无论结果如何,阴离子和阳离子在生态系统的各个部分,包括树木吸收、土壤交换和径流化学过程等都将维持平衡。

Wookey 和 Ineson(1991)用实验演示了上述阴阳离子平衡过程。在实验中,他们将正在分解的枯落叶片放置在一个熏蒸系统内,进行不同水平的 SO_2 处理,在枯落叶片下用过滤器收集各种离子并进行测定。图 4.5 给出了暴露于浓度不断增加的大气 SO_2 下的枯叶的浸出液中阴、

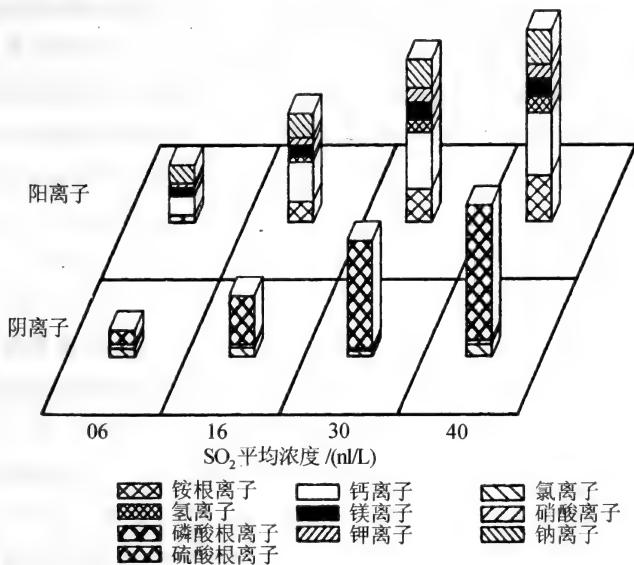


图 4.5 土壤中叶片凋落物淋洗出的阳离和阴离子受 SO_2 浓度不断升高的影响。注意淋溶物的增加和阴、阳离子的平衡(详见 Wookey 和 Ineson 1991)

阳离子的浓度。数据表明:在 SO_2 浓度较高时,其干沉降的增加导致了 SO_4^{2-} 淋溶的增加。为了维持枯落物和径流液中电荷的平衡,枯落物不得不释放出阳离子,如 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 H^+ 离子等以平衡 SO_4^{2-} ,从而导致了枯落物失重和分解速度的降低。大气化学组成非常微小的变化也有可能

通过生物地球化学胁迫,或通过对生态系统中一些关键物种的毒害作用而对生态系统过程产生较大的影响 (Newsham et al. 1992)。

5. 原理 4: 土壤缓冲区的重要性

不同的土壤对酸化的反应并不相同, Ulrich(1986)根据土壤对酸化胁迫的反应, 将土壤缓冲区分为三大类。第一类包括碱性土壤, 贮有大量的阳离子, 在很大程度上不受酸性输入物的损害; 第二类是处在阳离子交换缓冲范围内 (cation exchange buffer range, CEBR; pH 4.2~5.0), 通过增加土壤交换区的阳离子释放来与酸性输入物发生反应, 这类似于上述枯落物层的反应行为; 第三类是处在铝缓冲范围内 (aluminum buffer range, ABR; pH 3.0~4.2), 几乎没有阳离子交换能力, 对酸化的反应是释放铝。分类所依据的 pH 的确定十分关键, 各类型间的物理化学界限与“开关”极为类似。这些区别对于确定酸化过程对土壤溶液和水流中 Al^{3+} 的浓度的影响是至关重要的, 进而可确定酸化对生态系统敏感部分, 如树根的毒害作用 (Ulrich et al. 1980) 和对鱼类的危害程度 (CLAG 1995)。

4.1.4 总结与实例

以上 4 个原理提供了一个总体框架, 以便于了解和预测管理措施对生态系统的生物地球化学循环有何种影响。为易于将他们结合进生态系统管理的思想中, 我们特别地将他们从科学观察结果中归纳出来。作为复杂生态系统的日常管理者, 他们要想理解和接受生态学研究结果还存在着很大的困难。我认为以上 4 条原理对于他们是可以接受、适用和容易理解的, 这提供了一条将生态学基础研究与管理者联系起来的重要途径。

我们试着将上述 4 条原理应用于森林砍伐管理。森林砍伐对水体质量具有重大影响, 包括对鱼类种群的损害。应用上述原理, 我们将系统地讨论森林砍伐对生物地球化学过程的影响。

原理 1: 植物冠层的重要性。砍伐使林冠结构发生较大变化, 成年树木迅速被较小的植物和零星分布的个体或新生幼树所替代。冠层破坏后, 最初是降低了系统“截获”污染物的能力, 接着将引起土壤和地表水化学成分的相应变化。砍伐后, 空气沉降减少, 氮和硫的干沉降下降。森林

砍伐实验证实了这种预测,砍伐后溪流和河水中的钠、氯离子和硫酸根浓度都降低了(见 Reynolds et al. 1992; Adamson and Hornung 1990)。显然,森林周围的大气质量对于这种结果具有决定性作用,远离海洋或者靠近工业区的森林将对水体质量产生不同的影响,其结果在很大程度上是可以预测的。

原理 2:氮循环的重要性。森林砍伐的第二个影响是使林下地表有机质贮量发生变化。林下较为干冷的小气候限制了有机质的分解,从而造成有机质的积累。林冠层消失后,地表暴露在新的物理环境中,有利于有机质的分解,促进了有机氮的矿化,从而提高了硝化潜力和产生酸化的可能性。因此,从图 4.6 可以看出,砍伐后地表水中具有较高的硝酸根浓度。硝酸根的释放量往往是一个地区氮肥水平的标志。

原理 3:阴阳离子平衡的必要性。在森林砍伐的例子中应用该原理将得到这样的结论,即系统中硝酸根增加后,为了维持阴阳离子的平衡,必须损失掉一部分阳离子。但是,要确定哪种阳离子是主要的损失者,还需要有关土壤缓冲性的知识。

原理 4:土壤缓冲区的重要性。土壤缓冲性将决定用哪一种阳离子来平衡由土壤有机氮分解和硝化产生的硝酸根。本例中的土壤属于铝缓冲类型,因此可以推测铝离子将有所损失。图 4.6 清楚地显示了这一点,表明在该地区砍伐森林会造成淡水中铝离子的增加,进而使淡水无脊椎动物群落枯竭并对鱼类产生很大的毒害作用。

4.1.5 结论

上述原理是生态系统生物地球化学基础研究的产物,多数来源于酸雨对森林生态系统的破坏效应的积极研究。每年我都要向森林管理人员讲授这些原理,他们很容易理解和接受,并且在决策时根据这些原理进行森林砍伐的风险评估。他们会考虑土壤 pH、氮素状态和砍伐前空气污染水平,并在此基础上做出决策。如果仅仅满足于研究论文的收集,那么这些重要的生态学发现可能会错过最适合运用它们的读者。

“酸雨”问题的讨论以及由此得到的一些重要结果,对于解决由化石燃料燃烧引起的一系列问题具有根本性的作用。应用这些研究成果推动了有关法规的形成,确定了一系列生态系统中酸性污染物沉降的负荷阈值。

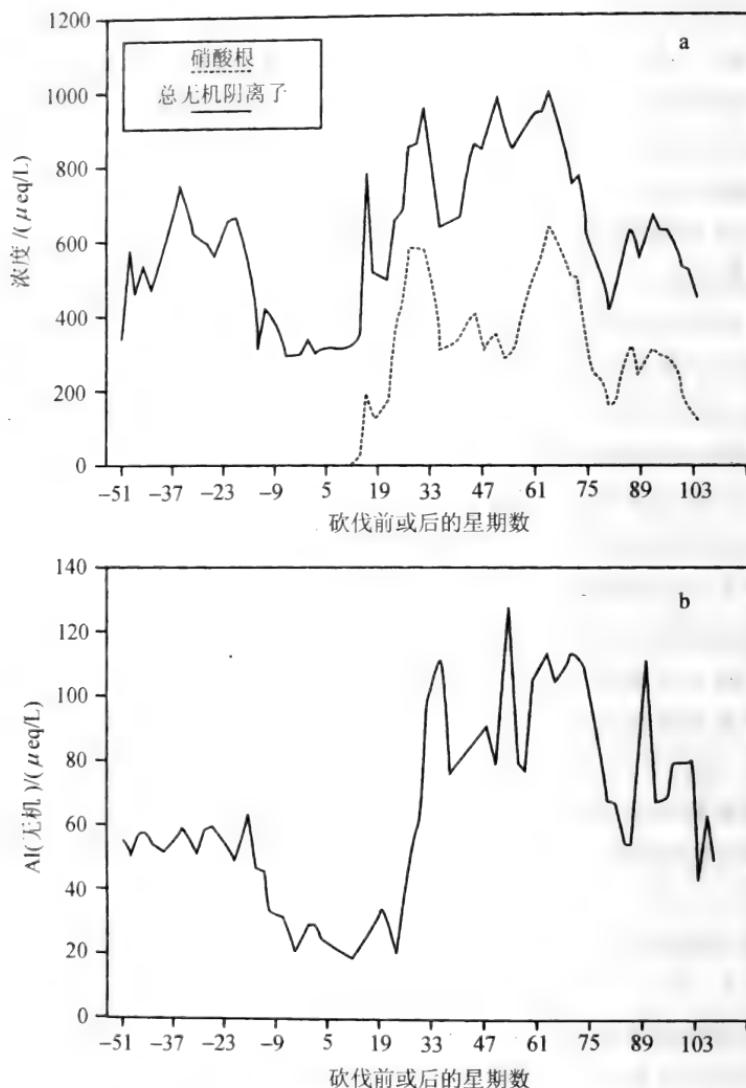


图 4.6 森林植被的砍伐对土壤水化学的影响

a. 平均硝酸根; b. Al 浓度的变化(数据来自 Regnolds et al. 1992)

已经使一些敏感种群免于污染的损害。另外,这方面研究的副产品是加深了对生态系统功能的认识,促成了更加可靠和科学的管理策略。自然生态系统保护的反对者似乎已经没有市场,生态科学扮演了至关重要的角色。

4.1.6 致谢

本文所阐述的大部分内容来自英国环境部和欧洲共同体委员会资助项目的研究结果。

4.2 物种分布与环境变化

从立地尺度到景观尺度的思考

Brian Huntley

第四纪古生态学证据表明,物种对环境变化的主要反应是其分布的变化。预测的未来气候变化在大小上与第四纪最后一次最大冰川以来的气候变化相当,但物种分布范围的变化速率可能比第四纪的记录要快10倍。

物种空间反应的一个关键特征是其个体性。因此,在某一时间和地点共存在一起组成一个群落的物种在另外的时间和地点将分别加入到种类组成上不同的群落中去。群落和生态系统实际上是不能长期不变地维持下去的。

当环境改变时,随着新物种的侵入和旧物种的消失,一个立地的生态系统在物种组成上发生变化。在景观尺度上,物种在不同立地间迁移,甚至景观的生态系统结构也会发生变化。生态系统管理的目的常常是保护稀有或受威胁的物种。在立地尺度上,这些物种常常是那些当环境条件改变时首先不再适应其立地的物种;它们可能位于其分布区的边缘,即使对一点小变化也非常敏感。但对另外一些稀有物种来讲,这种环境变化可能是有利的;这些物种也可能位于分布区的边缘,但环境的变化可能扩大其分布范围。在对一个立地尺度的生态系统的管理工作中,必须接受物种的得与失乃是环境变化带来的不可避免的后果这一事实;制订管理计划时必须考虑到生态系统对环境变化的动态反应,而不是人为限制或阻止这种动态反应。

同样,在景观尺度上,生态系统管理也必须考虑到物种分布的固有的动态性。一个被划分为不同单位以用于不同目的的景观,如果景观结构

的尺度不合适,可能会明显地抑制这种动态性。然而,任何一种尺度都不可能对所有的生物类群都合适。生态系统管理者必须寻求发展那些在不同的空间尺度上都有“粒度”的景观。只有如此才能有效地应对环境的变化。

4.2.1 前言

大多数生态学家和生物地理学家都会同意物种的分布通常取决于它们对环境的忍受程度和(或)对环境的需求(Good 1931, Woodward 1987)。许多人也会同意这一概论在不同的空间尺度上都是正确的,尽管在不同的空间尺度环境因素的不同方面会变得相对更为重要。从第四纪古生态学角度来看,这一概论很明显地也适用于物种分布的时间变化式样(Huntly and Webb 1989)。因此,可以说将来发生的任何环境变化都会导致物种分布的改变。

在本文中,我将先简要评述有关物种对晚第四纪环境条件变化产生反应的证据,并提出这些反应的关键特征;然后探讨物种对预测的未来环境变化的最可能的反应是什么,以及怎样建立这些反应的模型;最后,在给出一些基本结论之前,我将讨论这些反应在管理以保护生物多样性为目的的生态系统中的意义。在讨论的每一阶段,我都会考虑空间尺度的重要性。我考虑的尺度从单个的立地(1hm^2 或更小的面积)到景观($100\sim100\,000\text{ km}^2$ 的面积)。

4.2.2 物种对过去的环境变化如何反应

众所周知,在晚第四纪相对较近的地质历史时期,全球环境曾经有大规模的变化(Wright et al. 1993)。2万年以前,地球处于第四纪冰期的最晚阶段,巨大的冰被在北美东北部和芬诺斯坎底亚(Fennoscandia)地区特别发育(Denton and Hughes 1981)。估计当时全球平均温度比现在大约低 5°C (Folland et al. 1990),海平面大约低 120 m (Fairbanks 1989),大气 CO_2 浓度约为 $190\text{ }\mu\text{l/L}$ (Barnola et al. 1987), CH_4 浓度约为 350 nL/L (Chappellaz et al. 1990)。这些地球条件还导致形成了与现在不同的大气环流(Kutzbach and Guetter 1986)和海洋环流(Imbrie et al. 1992)。这

种大气环流和海洋环流的不同又导致了地区和季节性气候差异；当然这种差异与目前相比要小得多。温度上的极端差异发现于北大西洋地区，该处洋面温度在夏季时要比现在低15℃ (CLIMAP 项目成员 1984)，在欧洲西北部，冬季温度可能要比现在低 30℃ 以上 (Atkinson et al. 1987; Guiot et al, 1993)。

随后，大约在 15 000~10 000 年前期间，不断变化的季节性太阳照射 (COHMAP 1988) 引起冰被大量融化。在同一时期，海平面大致上升至现有水平，大气中的 CO₂ 和 CH₄ 浓度也分别上升到大约 280 μL/L 和 600 nL/L。全球平均温度也差不多升至现有水平。当然这样说掩盖了在一些地区温度提高更多而在另一些地区却依然比现在冷这个事实。在这一时期，大气和海洋环流式样也被重新改变 (Kutzbch and Guetter 1986, Imbrie et al. 1992, 1993; Huntly, 印刷中)；由于距今 12 000~9000 年间北半球夏季太阳照射达到最大，大气环流的一些方面相对于现在得到了加强。特别是非洲和亚洲季风在这个时期加强了，导致与现在相比许多干旱地区降雨量的增加 (Street-Perrott and Perrott 1993)。

冰川消失后，季节性的太阳照射规律继续变化，多少有点像最后一次最大冰川时的情况。这就导致了大气和海洋环流式样的继续变化，并因此导致了持续的地区和季节性气候变化。除了这些较小尺度的气候变化外，还有其他诸如太阳能输出的波动、火山爆发以及气候系统内在的不稳定性(如厄尔尼诺现象)等因素引起的气候波动。物种对这些复杂环境变化的反应被很好地记录在晚第四纪的陆生生物、淡水生物和海洋生物的几大生物类群的化石中。一条主要的证据来自于孢粉学 (Huntley 1990)，记录了陆生高等植物对环境变化的反应。当然这一证据也得到了其他古植被证据尤其是植物大化石证据的补充。自最后一次冰期以来的这段时间，北美和欧洲的孢粉学资料特别丰富。这些资料都已用于绘制所谓的等花粉线图，这些图描绘了每个花粉类群 (pollen taxa) 过去的分布式样和多度 (Bernabo and Webb 1997, Webb 1998, Huntley and Birks 1983, Huntley 1988)。将这些图按顺序排列起来就可以推测那些产生这些花粉的植物在分布上的变化速率和幅度，图 4.7 就是这样一个例子。这样的研究结果显示，从冰川期的最大分布范围变化到全新世的最大分布范围，北美和欧洲这两个地区的许多树木类群的分布区范围移动了 2000~3000km。作为一个长期的平均值，分布区边缘典型地以每年

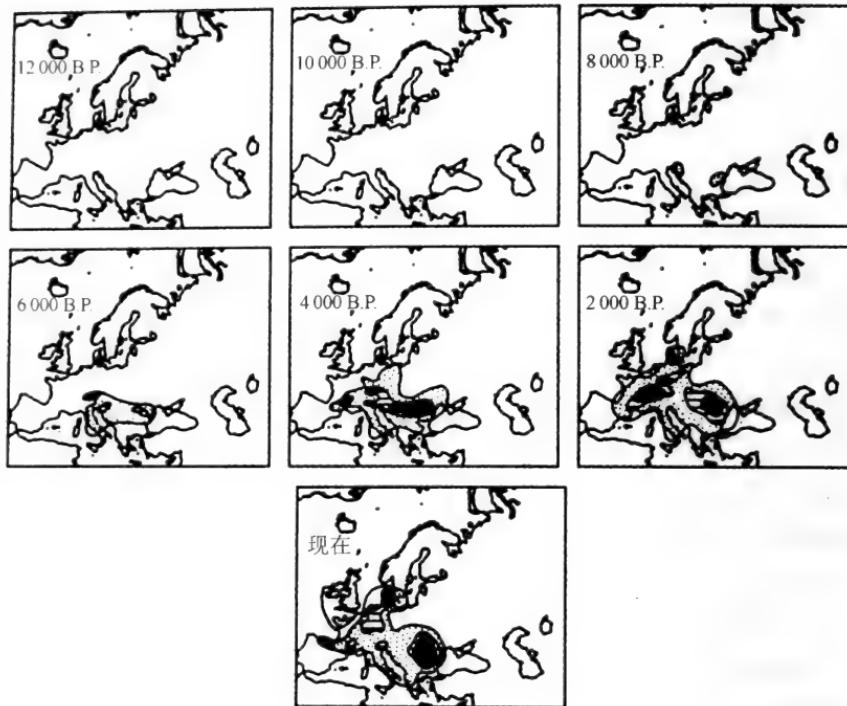


图 4.7 水青冈(*Fagus sylvatica*)在欧洲的等花粉线图(isopoll map)序列

以 2000 年为时间间隔的一系列等花粉线图,描述了自上次冰期以来水青冈在欧洲的分布和多度的变化式样。2% 的等花粉线[这一数值表示水青冈在当地分布稀疏(Huntley and Birks 1983)]通过这些地图的速率用于估计 200~300Ma 之间长期平均迁移速率(Huntley and Birks 1983, Huntley 1988)。这些图以 2%、10% 和 20% 的花粉值为等粉线绘制[据 Huntley(1988)重绘]。

250~500m 的速率推进(Huntley and Webb 1989)。有一些例外的类群可以推进得更快,例如云杉属(*Picea*)植物以每年 2km 的速率推进(Ritchie and MacDonald 1986, Huntley 1988)。

物种分布的这种大规模的变化的一个关键特征是它们的个体性,即每个物种根据自身对环境的特定的忍耐和(或)对环境的需求各自做出反应。其结果就是晚第四纪聚集在一起的一些物种今天已经不再共存一处了(West 1964, Huntley 1991, Huntley 1996)。这一现象不仅可以在我们研究聚集在一起的高等植物化石时见到,而且在无脊椎动物和陆生脊椎动物中也同样普遍(Graham and Grimm 1990)。

物种对环境变化反应的第二个明显特征见于地理隔离的或海拔高度强烈起伏的边缘地区的植物区系。在这样的地区(一个极端的例子是新西兰),大型的空间取代不可能发生。相反,物种的分布只在其空间分布范围内发生弥补性的变化。这样,那些当初占据着广阔分布范围的物种在改变了的环境条件下被严格地限制分布在有合适的微生境能满足它们的环境条件的某些地域,而那些先前被限定在不同微生境中的物种将会向外扩展,占据广阔的分布范围(McGlone 1988, McGlone et al. 1993)。这种反应与在广阔的大陆地区所观察到的广泛的空间“迁移”没有本质区别。其主要差异只是尺度上的不同。确实,与此相同的地方性反应式样在较大的大陆地区内的海拔高度强烈起伏的地区也可以记录到,如北美洲西南部(Thompson 1988, Thompson et al. 1993);这一式样还可以在一些其他地区或其他时间显示大范围空间迁移的类群中见到,比如上次冰期中的意大利中生森林树种(Huntley et al. 1996)。在这种反应式样中物种的表现也是个体性的。

无论尺度如何,与上述一般空间反应不同的另外两种反应式样也必须考虑到。第一,物种在不变动地点时也可能适应变化的环境。虽然大多数物种具有一定程度的表型可塑性和一些能使它们表现出适应性反应的种内遗传多样性,但这些机制只为它们提供了适应像第四纪这种规模的环境变化的有限机会。已观察到的一个这样的适应性反应是一些小型哺乳动物的体型大小发生了变化(Smith et al. 1995);一些甲壳动物在外壳形态上也表现出类似的适应性变化(Rousseau 1997)。在这两个例子中,在任何一个地点的地层序列中所观察到的物种适应性变化的方向都随着环境变化的方向发生逆转而发生逆转;这种适应性变化仅仅反映了生态梯度的变化;这种生态梯度变化还可在同一物种现代地理分布区的不同部分取样而来的个体中观察到。因此这些明显的适应性反应最好认为只不过是物种空间反应的一个不可避免的结果,正是这一结果致使那些具有不同形态特征的不同基因型在环境改变时迁移到某一地点。

更本质的对环境变化的适应需要遗传进化。这种适应发生很慢,以至于不能认为与对上次冰川消失期间发生的那样快速和大规模的变化做出的反应有关系。这并不是说第四纪时生物没有发生进化,事实上特别是陆生脊椎动物中的一些类群经历了实质性的进化(Lister 1993),而只是提出这种过去确实发生过的进化可能是对自从第三纪以来就已经发生

的更长期的全球环境变化的反应,但这种反应对第四纪发生的更为快速的环境波动而言是无效的(Bennett 1990)。

在物种既没有“迁移”也没有进化的情况下,它们面临的第二个选择就是灭绝(Stuart 1993)。事实上,虽然许多物种在第四纪已经灭绝了,但其中许多不可能是因为没有对变化的环境做出空间调节而灭绝的,更大的可能是因为它们生存所需要的环境条件在空间或时间上或在两方面同时发生了间断而灭绝的。另一种可能是,比如对一些营固着生活的长寿命的生物如树木而言,当一次极端快速的环境变化发生时,如果它们不能足够快速地做出调节,就可能灭绝。人类捕杀在一些较大型脊椎动物的绝灭中至少起有部分作用也是不能排除的因素(Stuart 1993)。

从单个立地这一尺度来看,生物对第四纪环境变化的反应经常是一个立地的动、植物区系在冰期和间冰期间完全被另外的动、植物区系所取代。在景观尺度上,这一点对更大范围的大陆陆地中的许多部分也是正确的。但在一些具有极端的海拔高度起伏的景观中,虽然在冰期和间冰期这两个极端之间,区系中各组成类群的相对多度通常有很大的变化,但在环境变化过程中相当比例的动物和(或)植物区系会保存下来。此外,对许多立地和景观而言,将冰期的生物类群与间冰期的生物类群进行对比是一种过于简单化的作法;环境存在连续的变化过程,从而不同的间冰期的生物群落也不同(Watts 1988)。在许多情况下环境在全新世有变化,例如斯堪的纳维亚北部森林中的优势种云杉(*Picea abies*)就是在中全新世之后因为环境变化而得到发展的(Huntley and Birks 1983)。在许多没有发生冰川的地区,普遍存在的生物群落就是那种在“半冰期”条件下的生物群落,这种“半冰期”条件在第四纪曾长时期占优势(Watts et al. 1996, De-Beaulieu and Reille 1984)。

4.2.3 物种对预测的环境变化的可能反应

预测的未来全球环境变化在大小上与上次冰川消失过程中所发生的全球环境变化相当(Houghton et al. 1996)。由于大气温室效应气体的辐射效应的加倍,全球平均温度可能升高 1.5~4.5℃ (Mitchell et al. 1990)。与全球平均温度过去的变化一样,这个数据也掩盖了在变暖方面明显的地域性和季节性差别,因为有些地区,例如在北极地区,其变暖的

程度可能比冬季全球的平均变暖程度高3~4倍。这种变暖在很大程度上是预计的在21世纪中期大气中的CO₂和CH₄浓度将分别增高到400~500ml/L和2200~3300ml/L的结果(Schimel et al. 1996)。另外,其他一些温室气体也在不断增加(N₂O、对流层的O₃层),而完全人为产生的CFC既是温室气体又是使平流层臭氧层变薄的一个主要原因,因此也是引起到达地面的紫外线通量增加的原因。

如此大程度的全球变暖必然导致一些极地冰盖和山地冰被的融化,这种融化和直接的热膨胀将导致海平面升高。正如过去发生的变化那样,这也可能对大气和海洋环流产生明显的影响。大气环流的变化将导致降水式样的变化和区域性温度的变化。海洋环流变化最先可能引起海洋冰盖的季节范围和持续期长短的变化。正如许多模拟实验结果所显示的那样,如果热-盐循环的重要特征被改变了,海洋环流变化还有可能对大气产生较大的反馈作用(Houghton et al. 1996)。

最后,也许更为重要的是,全球平均温度的增加将比全新世(过去10 000年)发生的任何增加都更快更大,而且甚至可能比在冰川消失期发生的增加还要快。根据目前的预测,在1990~2100年间,全球平均温度将升高1.0~3.5℃(Houghton et al. 1996)。对这一时期全球平均温度升高的最佳估计是2.0℃,等于每10年升高约0.2℃。对上一次冰川消失过程中全球平均温度升高做出估计是困难的,因为大部分古气候记录的仅仅是一些地方或地区性的变化。虽然记录的过去许多温度变化是极快的,但这样的证据还不能表明全球平均温度曾以每100年高于约0.2℃的速率升高过。即使将来证明全球平均温度在冰川消失期间曾以比这一速率快得多的速率升高过,我们似乎也可以没有什么疑问地认为全球平均温度在第四纪(过去2.4Ma)时从来没有升高到下一两个世纪中预期要升高到的水平。

虽然第四纪的记录不可能精确地告诉我们单个的分类群或主要生态交错带对这些预测的反应是什么,但它们的确是能给我们提供有关这些反应的原理和机制的惟一证据。简捷地讲,物种将在空间上发生迁移,以追踪其需求的环境条件,而且每个物种是独自这样做的。分布范围的潜在变化大小可通过对由气候决定的物种分布范围建立模型而做出估计(Huntley et al. 1995, Huntley 1995),而在它们的潜在分布区内物种对这些变化的调节的动态可以用扩散和迁移模型进行模拟(Collingham et al.

1996)。前面这种将物种现有分布范围与现在的气候相关而建立的静态模型可用于模拟物种在几种可能的气候背景下的潜在分布范围。这样的模拟表明,对许多物种来说,其分布区边缘变化的范围要达数百甚至1000km,或更多,才能与由于大气中温室气体辐射效应的加倍而引起的气候变化达到平衡(Huntley et al. 1995, Huntley 1995)。图4.8是这方面的一个例子。温室气体辐射效应的加倍预期将在21世纪中期发生。最近的对全球平均变暖的估计是相对于1990年做出的,温度将升高1.0~3.5°C,“最佳估计”是到公元2100年时上升2.0°C(Houghton et al. 1996)。许多物种的扩散和迁移能力不足以使它们将它们的分布区维持到与它们的潜在分布区如此快速的变化保持平衡(Davis 1989)。动态模型研究结果表明生境的破碎化会进一步阻碍物种的迁移反应,从而致使它们更不能跟上其潜在分布区的变化(Collingham 1995, Collingham et al. 1996)。用建模方法得到的结果如图4.9所示。

我们可以预计到由如此快速的气候变化导致的对生态系统产生影响的两种结局。在不同的分类群中,由于其生活史的不同阶段对气候变化的耐受力不同,气候变化对其产生影响的结局的范围和强度也会不同;对固着生活的生物来讲,气候变化对其产生影响的结局的范围和强度由于其寿命长短和生境受干扰的频度不同而有变化。可以预计当气候变暖和(或)变干燥时,那些其耐“暖”或耐“干”的极限是由成熟个体的生理耐受性所决定的类群在其分布区的那些已接近“暖”或“干燥”极限的地方将很快被消灭。相反,那些由于在繁殖的某一阶段因对环境敏感而分布范围有限的类群的成熟个体,只要能避开干扰,也许会在已不再适合于繁殖的条件下度过其生活史的其他阶段;但一次干扰或某一极端事件也会导致这样的分布区边缘已不再与气候保持平衡的类群的广泛消失。在其分布区中的那些已达“寒冷”极限的地方,分类群对气候变化的反应是由它们扩散并占据因气候变暖而变得适宜生存的地区的能力所制约的。

第一种结局是,许多生态系统将会以比新物种进入快得多的速度失去原有物种。这将导致生态系统生物多样性的全面减少,并给像杂草性种类这样的机会主义者提供占据由此而产生的空隙的机会。其结果可能会导致产生由以采用废墟性植物生存对策(根据Grime 1978)的广布种为主组成的更均一的生态系统。虽然如果时间足够长,这些更具竞争力或更抗逆境的新的生态系统成分会保留下,生物多样性也会恢复,但这是

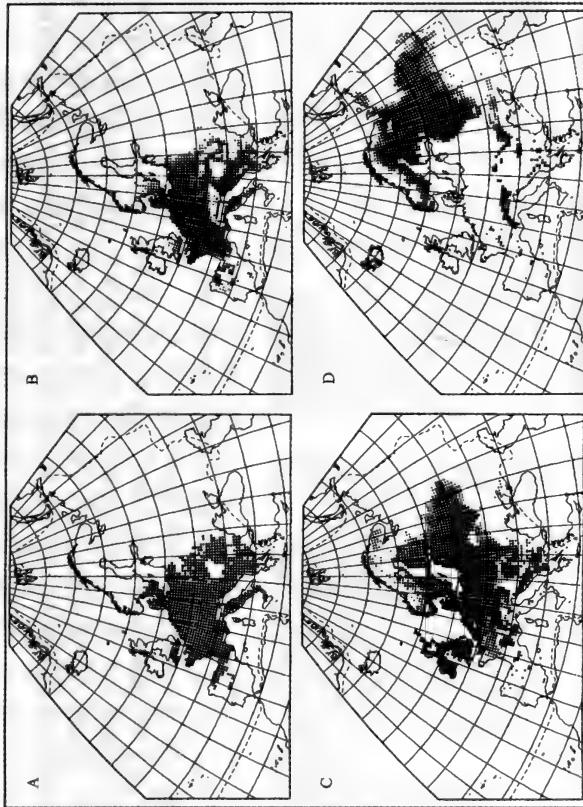


图 4.8 水青冈实际观察的、模拟的和将来可能的分布。4 张分布图都采用 Jalas 和 Suominen(1972)在欧洲植物区系分布图中应用的约 50km UTM 网格绘制。

A. 实际观察到的分布图(Jalas and Suominen 1976); B. 针对现在气候模拟的分布图(方法详见 Huntley et al. 1995. 水青冈的气候反应表面图见 Huntley 1995); C. 利用俄勒冈州立大学的通用环流模型(Schlesinger and Zhao 1989), 针对 CO_2 浓度加倍背景而模拟的分布图; D. 利用英国气象局的通用环流模型(Mitchell 1983), 针对 CO_2 浓度加倍而模拟的分布图。B、C 和 D 图中圆点大小的变化用于表示发生的可能性, 圆点越大则发生的可能性越大。

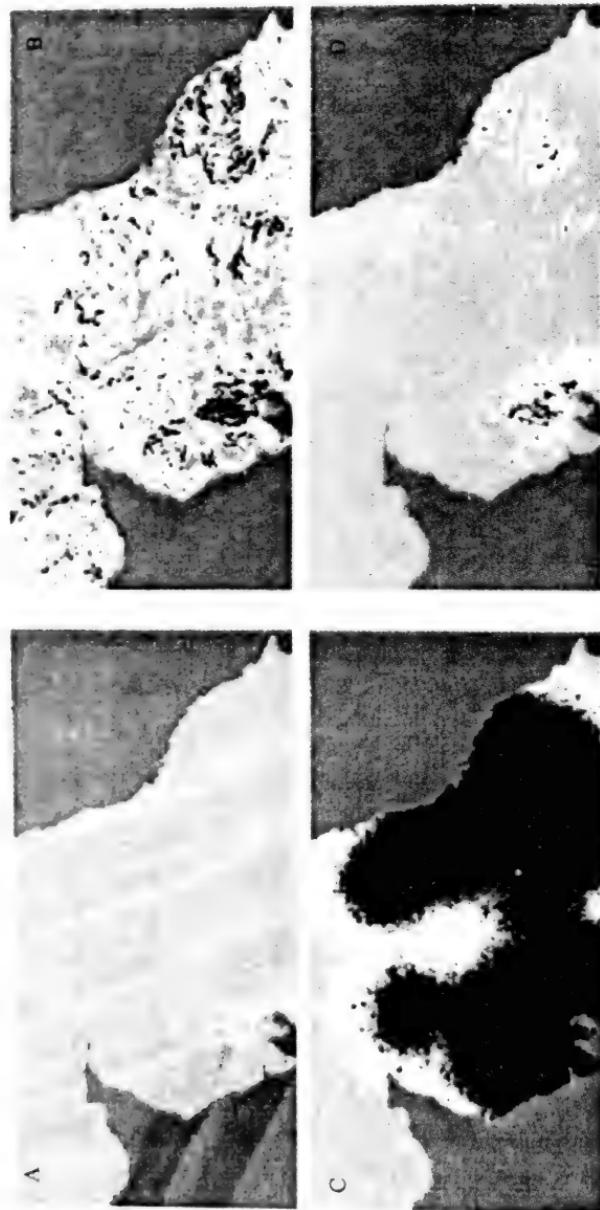


图 4.9 生境破碎对小叶椴 (*Tilia cordata*) 迁移的影响(根据 Collingham 1995 重绘)
 此图说明了应用迁移模型(Collingham et al. 1996)模拟小叶椴在气候变化有利时在英格兰北部和苏格兰南部的扩散和迁移。这种树在这一地区目前在气候上达到了英国的北部极限(Pigott and Huntley 1981, Pigott 1991)。
 A. 在整个 $280\text{km} \times 140\text{km}$ 面积上, 基于 1km 栅格绘制的小叶椴在英格兰北部最初分布(根据 Pigott 1992, Paice 1974 修改); B. 在一个 1km 栅格基础上绘制的落叶林部分。此图根据陆地生态学研究所土地覆盖数据并在假定小叶椴最多可占据落叶林面积的 80% 的情况下而将数据转换成林地对小叶椴的“承载能力”而绘制; C. 模拟在一次环境变化后小叶椴可从现在的子遗居群开始扩散, 但因为受落叶林分布范围的制约而只能有片段化生境的情况下的分布及种群密度; D. 模拟一次环境变化后小叶椴可从现在的子遗居群开始扩散, 但因为受落叶林分布范围的制约而只能有片段化生境的情况下, 250 年后(10 代)它的分布及种群密度。

一个漫长的过程,而且这种恢复可能会由于气候快速变化而引起下述第二种结局而失败。第二种结局是居群至少很可能严重缩减,种内遗传多样性可能丧失,以及分类群由于在已变化的气候条件下其潜在的分布区与现在分布范围不或很少重叠而可能灭绝。因此,最受威胁或最可能遭灭绝的物种是那些只具有相对有限的气候和地理分布范围的类群。然而,如图 4.8 所示,即使像欧洲的水青冈 (*Fagus sylvatica*) 这样广布的物种,其目前的分布区与对一种极端升温情况进行模拟得出的分布区间的重叠部分只有 11% 左右。从许多类群显示出与环境有关的基因型变化的程度来看,即使其现在的分布范围与其将来的潜在分布范围有适度的重叠,但如果一些等位基因在该种整个分布区内只有有限的空间分布,并且该种的基因交流速率也有限,那么这样的种类还是有遭到灭绝的危险。

从一个单一的立地这一尺度来看,可能发生变化的规模和速率取决于该立地的位置。虽然物种对变化的环境的空间调节的结果将使大多数立地失去一些物种和获得一些物种,但靠近大的生态交错带的立地在短期内受到的影响将比位于一个生物群区或生态系统复合体环境范围中央的立地要严重得多。在数十年和一两个世纪这么一个相对较短的时期,前者的大多数种类都将可能变得不同。距生态交错区较远的立地虽然开始时对环境变化的影响得到了缓冲,但在几个世纪这样一个相对较长的时期也可能主要遭受物种的丧失,因为已变化的环境对原来的物种不再适合,潜在的侵入物种的迁移又滞后于其潜在分布区的扩张。设置在由农业、林业或其他人为改变的地区占优势的景观内的立地,将会遭受由于生境破碎化对物种的迁移速率的影响而带来的其他后果。这样的孤立生境片段至少会延缓物种的迁入;在许多情况下,它们的孤立程度如此之大,以致会阻止最邻近的居群中那些潜在的侵入物种的繁殖体或个体的扩散。

从景观尺度看,环境变化的影响极大地取决于景观的海拔高度起伏变化的程度。就像我们在英国南部看到的大多数景观一样,海拔高度起伏变化不大的景观中缺乏那种由地貌决定的使物种只要做小的空间调整就可以继续满足环境条件的微生境。因此,在这种景观中,物种对环境变化的主要反应机制是大范围调整空间分布。因此,这样的景观受环境变化影响的结局取决于景观相对于主要生态交错带的位置而与单个立地受

到的结局相同。

在具有较强的海拔高度起伏的景观中,全球变暖至少在短期内主要的影响是引起物种分布的海拔高度升高,进行小规模的空间调节,从以前所处的阳光较充裕和较温暖的环境迁移到更阴凉的环境,但那些已经占据最高海拔高度和(或)最阴凉的斜坡的物种在这种景观中再也无处可去,所以它们至少在一些小地点上会灭绝。同时,更多的低地物种可能向景观中海拔高度更低的地区扩散。与在海拔高度起伏不大的景观中的情况一样,后者发生的快慢取决于潜在的侵入物种距离的远近以及人类经营所引起的生境破碎化程度和对环境的改变程度。

4.2.4 物种对环境变化的反应在生物多样性保护中的意义

在考虑物种对环境变化的反应在生物多样性保护中的意义之前,我们首先必须为“生物多样性”这个术语的用法下个定义。这个术语因为尺度上的三个问题而让人困惑:分类学尺度、空间尺度和时间尺度都影响生物多样性的概念。在分类学尺度上,我们必须首先明确我们要保护的多样性是物种的多样性还是基因型的多样性。生物多样性讨论通常针对物种。然而,在一个变化的环境中,我们的注意力更易于转向针对种内遗传多样性和这种多样性使物种占据不同环境条件所起的作用上。如果物种丧失了大部分遗传多样性,那么该物种可能就会被限制在狭窄得多的环境条件变动范围内。如果这种情况真的发生,那么至少在一些环境条件组合下,它的生物多样性将显著减小。考虑到物种对环境变化最基本的反应是其地理分布发生改变,那么环境变化的速率相对于空间分布有限的等位基因在种群中的流动速率的快慢就变得极为重要。如果基因流动不够,那么即使该物种现在的分布范围与其潜在的未来分布范围有相当大的重叠,那么该物种还是可能灭绝,因为该种分布区内的基因型不再适应变化了的环境条件。因此,在一个变化的环境中,为了保护物种多样性,我们必须保证种内遗传多样性的保护。我们不应当认为保护物种多样性和保护种内遗传多样性可以两者择一,保护好其中一种多样性是保护好另外一种多样性的前提。

空间尺度的问题经常是一个看问题的角度的问题。由于环境的变化使物种的分布区发生变化,一个单一的立地中的生物群落的种类有可能

完全被另外的种类取代,但如果发生这种取代之后该立地中的物种数目仍然相同,该立地的物种水平上的生物多样性就得以维持。在景观尺度上,这个问题变得更为复杂;在对某种环境变化做了调节后,一些景观中可能会有比环境变化以前更多的物种,另一些景观中的物种数目可能与环境变化前相同或变小了。在全球尺度上,至少在短期内,物种水平的多样性受环境影响的结果是中性的或负增长的。由于环境变化太快而使物种无法对其分布区做出必要的空间调整,或者环境变化导致了一些至少在一些地区存在的时期长得足以使得适应这些条件的物种产生进化的环境条件的丧失,都会使物种水平的生物多样性出现负增长的结果。预测的全球变暖因为两方面的原因而对生物多样性造成威胁:一是预测的全球变暖对许多物种来说过于迅速,使它们不能维持其分布区与变化着的环境保持平衡;二是全球将比第四纪变得更暖和,带来了那些被特化的极地种和高山种占据的环境条件的丧失。

如果考虑到由于环境破坏和全球变暖中人类活动造成的物种灭绝的规模,那么时间尺度问题就显得重要了。从地质学记录来看,如果有足够的时间,全球生物多样性可以通过进化而从大规模的灭绝事件中得到恢复。因此我们可以提出由人为造成的物种灭绝不可能永久地改变全球生物多样性的论点,但这个论点只能是在全球生物多样性的恢复有非常长期的时间来进行的条件下才能成立。在地质记录中,大规模的物种灭绝事件发生后,恢复全球生物多样性需要 10^7 年时间或更长。另一方面我们还应该认识到由于物种的进化过程和环境的变化过程都是连续的,物种的灭绝实际上存在一定的背景水平,因此希望永远保存地球上的所有物种是不现实的。我们应采纳的时间尺度和观点是,要认识到通过进化来恢复由于异常快速的灭绝速率而造成的生物多样性的丧失是一个很漫长的过程。因此,我们必须联系到物种灭绝的背景速率来估计人为造成的物种灭绝。在 20 世纪和 21 世纪这一段短时间内由人类引起的任何过度的物种灭绝可能需要几百万年的时间才能通过进化得以恢复。从人类的角度来讲,生物多样性在这样大的时间尺度中的丧失就完全可以认为是永久的丧失了;毕竟人类作为一个物种在地球上的存在大约只有 100 000 万年(例见 Malassé 1993),而解剖结构上已与现代人相同而与尼安德特人不同的人类,只不过在距今约 40 000 的上次冰期期间才进入欧洲(Stuart 1993)。

综上所述,可以看出,只有在全球尺度上,保护生物多样性才是一个有用的概念;只有从人类的时间尺度来考虑,保护物种多样性才有意义。然而,一定程度的生物多样性的丧失看来也是不可避免的,因为即使现在对温室气体的释放实行严格的控制,但由于至今还滞后于温室气体释放的气候系统达到新的平衡,21世纪全球仍然会有所变暖。就全球范围而言,最受威胁的是那些分布于高纬度和(或)高海拔地区的物种,即那些极端耐寒的物种当地球变暖时会首先消失。其中山地物种可能会因以下两种原因而受到更大的威胁:第一,虽然极地地区可能变暖,但将继续保持同样低的太阳照射强度、长期黑暗的冬季以及长期白昼的夏季,这些因素结合在一起会使许多潜在的入侵者不能进入;第二,山地物种经常分布于孤立的高海拔地区,其迁徙能力比许多高纬度物种更受限制,后者向极地地区的迁徙没有什么大的障碍。

将上述结论置于英国的背景并在景观尺度上来考虑,我们可以预言,凯恩格姆斯(Cairngorms)国家自然保护区将在下世纪失去一些分布于较高海拔高度的物种,而现在这一保护区就是针对这些物种建立的。局限分布于北向的高地或到达山顶地区的植物种类如 *Luzula arcuata*, *Saxifraga rivularis*, 甚至 *Juncus trifidus* 会受到威胁,其他高海拔物种如 *Plectrophenax nivalis*, *Charadrius morinellus* 和 *Lagopus mutus* 也一样会受到威胁。这种丧失可能是不能避免的,因此保护区的管理者在对保护区及其所在地区的景观的保护做计划时必须有动态的和更广的观点。如果我们采取一种更广和更实际的观点,那么可以说只狭隘地注意保护英国的物种(而这些物种在斯堪的纳维亚山区现在和将来都可能比英国要多)的作法实际上是分散了我们的注意力,使我们不能将精力集中在怎样用一种方法来管理保护区和景观,从而保证最大数目的物种能从不可避免的环境变化中幸存下来。

在立地尺度上(许多自然保护区在这个尺度),至少是在北欧那些被人类活动高度改变了的地区和北美的大部分地区,上述问题尤为突出。因为这样的立地是用一种相当狭隘的保护标准建立的,这些立地靠近那些要保护的物种的分布区的边缘和(或)要保护的生态系统分布区的边缘。如果这些分布区边缘因为气候变化而扩展,那么这样的立地作为引起扩展开始之源,就显得十分重要了。然而,许多立地位于那些将来要退却而不是要扩展的分布区边缘,因此这些立地中的物种可能会迅速改变;

如果持一种狭隘的保护观点和(或)用法律规定只有当要保护的那些特定物种在立地内继续存在时该立地才有“保护价值”,这样的立地就注定要失去这种价值。因此采用一种更广的保护观点是必要的。一个自然保护区的价值在于它能够为物种对不断变化的环境做出动态反应提供多少机会,而不在于该保护区在某一时刻含有多少物种。让我们引一个虽然陈旧但又适当的例子:由英国皇家鸟类保护协会(Royal Society for the Protection of Birds)建立的位于Loch Garten的保护区并不因为当冬季来临时处于繁殖期的鹗(*Pandion haliaetus*)及其后代开始一年一度的向非洲的迁徙而失去其保护价值。我们需要采取像我们看待物种每年都会进行的季节性迁徙一样的观点来对待物种针对长期的气候变化而进行的更长期的迁移。我们还可以把这种观点扩而广之。目前一种已普遍认同的观点是,如果要成功地保护许多一年一度的迁徙者,那么在其迁徙路线上必须为其提供有利条件,如对迁徙时经过南欧一些地区的猛禽和燕雀类鸟类,应当使它们不被捕猎,而对迁徙的海鸟,如红腹滨鹬(*Calidris canutus*),应该为它们在越冬期所处的温带纬度地区和在繁殖期生活的北极高地之间提供寄歇的地方。对于那些物种针对不断变化的环境而进行的长期迁徙过程中必须经过的景观,上述做法也是对的;对保护区或更大范围的景观中的所有物种都应当给予相同的保护,而且在景观的管理中应当注意为物种提供靠得足够近的适宜的生境斑块。这样的生境斑块可以作为不同的保护区之间的“驿站”或“垫脚石”,而保护区是主要的安全区,其中的野生生物可以维持为其迁移“加油”所需的居群。

4.2.5 结论——保护一个动态变化的世界的对策

我们必须清楚地认识到,在一个变化的世界中,建立自然保护区网络是成功保护生物多样性的必要条件,但不是充分条件。物种将努力实现它们对气候条件适应的“潜力”,以各自的迁移来应对不断变化的全球环境,但这些条件本身在景观中不断变化,其变化速率之快可能会使物种的迁移不能与之保持同步。在未来的几个世纪里,由于人类活动加快了全球气候变化,生物多样性的成功保护要求对景观中任何地方的物种都给予同样的保护。如果不进行这样全面的保护,那么那些可能成为后代的父母的个体当环境发生变化时将不能够进行必要的迁移。

然而,虽然无论物种位于保护区与否都对其进行同等的保护的做法是成功地保护生物多样性的必要条件,但也不是充分条件。在许多景观中,目前定为保护区的那些地区在位置上相对孤立,经常被大片管理不善的景观与相邻的保护区隔开。因此,对这些位于保护区中间的景观进行管理,使其能为物种的迁移提供生境斑块以促进迁移,也同样是必要的。至于景观管理采用哪种方式才最为恰当则取决于我们所关注的生物的生物学特性。如果我们考虑的是一种季节性迁徙的鸣禽或甚至蝴蝶,或者一种不迁徙但广泛分布的食肉动物,那么那些相隔数十乃至数百公里之遥的隔离生境斑块在气候发生变化时也往往会被占据。在另一个极端,如果我们考虑的是一种营固着生活的生物,它本身和(或)其繁殖体都只有有限的扩散能力,而且这种生物又有相对特殊的生境要求时,那么即使生境间的间断只有几百米,也会显著地限制这种生物进行长期迁徙的速率。

因此,为了促进生物的迁移,无论生物的扩散能力如何,设计景观时都应当考虑到在广泛的尺度上为生物提供生境斑块和异质生境。总体的目的应当是为生物提供具有不同自然生境类型的连续的斑块网络,依靠这个网络,物种可以针对环境的变化动态地调整它们的分布区。对某些生物而言,树篱、路旁、铁路边缘以及河道都可能为其提供一定程度上连续的生境,这样的生境可以为能移动的生物的扩散提供保护路线,或者可以为固着生活的生物提供线状生境,使其能从一个较大的具有适宜生境的地区扩散到另一个地区。对其他具有更强的通过不适应地区能力的生物而言,即使生境之间的距离达 1km 或更远,它们的生境实际上也是连续的。

据此,我们可以提出一种景观设计和管理的模型。虽然这种模型也强调要重视建立保护区,但只是把这些保护区看成一个全面的网络结构中的结点。这些结点及其连接的网络必须在大范围的空间尺度上都有“粒度”。孤立的树篱树种可以连接约 0.1hm^2 的小矮林,小矮林又可以连接约 1hm^2 的林地斑块,而构成这个网络中的结点的林地保护区可以达 10hm^2 或更大,这样的林地保护区之间可以相隔 10km 或更多。具有其他生境类型如草地、荒林、淡水和水滨地区等的类似的斑块结构也应嵌入同一景观中。在许多受人类活动强烈影响的地区,要转变到这种景观设计和管理模式,就必须指定当前一些农用土地用于建立必要的生境斑

块。通常这样的生境斑块在最初可能必须再生或“创造”出来。目前在一些地区,例如在欧共体内,在一些地方不再开展深入的农业活动,这就提供了一个理想的机遇,使我们可以采取步骤去发展出与在动态环境中保护野生动物相适宜的更具弹性的景观,但这一机遇尚未实现。

保护区内的生态系统管理也应该重新考虑,目前那种针对静态环境而设计的保护管理模式必须用一种基于对环境和其中的物种的动态性质的认识而提出的方式来取代。许多保护机构对其建立的自然保护区的管理计划是根据保护区具有某些特殊保护价值的生物或群落而制订的。根据这种计划而确定的对策的目的只是在于确保保护区内这些有保护价值的生物或群落的持续存在。将来,工作的重点应转向到保护保护区的自然生境类型(Hunter et al. 1988),使这样的自然生境类型能持续存在下去,同时也要注意使保护区能让新物种容易居留,并让原有的物种能持续产生后代和繁殖体。

将物种迁移、人为地使它们“迁移”到新的合适的生境,这种做法只能作为最后的手段。这种做法主要是因为我们对生物和生态系统的无知而造成的。我们无法对无脊椎动物区系或者大多数地区的土壤动、植物区系中的组成物种进行有效的迁移,因为我们不知道那里生活着哪些物种。我们对影响大多数物种分布的环境决定因子也知道相对较少,以至于我们或者是采用“地毯式轰炸”的方式大范围地引进许多并不适合的物种,或者是对有限的引种物种进行广泛的“园艺栽培”以确保成功,而最后却归于失败。只有少数生物类群,如那些局限分布于孤立的山顶或其他岛屿状生境中的生物类群,通过迁移来对它们进行保护才证明是惟一的选择,因为即使最完善的景观管理也不能在这样的生境之间为物种的迁移提供必要的“垫脚石”。

最后,值得指出的是,虽然上述讨论主要列举英国和欧洲的例子,但有关原理适用于全世界。当环境发生变化时,所有生物都会改变其地理分布。人类的一些活动,包括猎杀、偷杀或以其他方式开发利用保护区以外的野生动物,以及为了开垦土地或以不能持续利用的方式利用自然产品而造成生境的破坏,是一种全球性的现象。除非我们能学会用一种能使野生生物种存活下去,并能满足它们进行动态分布调节的要求的方式来管理我们周围的世界,同时调整我们的行动以限制这些行动对全球环境的影响,否则,在未来的一、两个世纪成功地保护全球生物多样性的前景

将确实是严峻的。

4.2.6 致谢

我感谢 Edward Maltby 邀请我参加首届 Sibthorp 研讨会,感谢 Sue Belbin 对研讨会的有效组织,感谢 Sibthorp 基金的董事们提供资助使这次研讨会成为可能。研讨会的许多其他参与者对我报告中提出的观点提供了有用的反馈意见和讨论,本文也因此而获益。我还要感谢陆地生态研究所 (Institute of Terrestrial Ecology) 提供土地利用的数据,以及 Yvonne Collingham 的帮助绘制和允许插入图 4.9。

4.3 湿地生态系统功能:一种支持决策的专家系统方法

Edward Maltby

仅仅依靠传统的自然资源保护方式,以达到合理保护和管理世界湿地生态系统的目的是不可能的。由于湿地对人类和野生生物的广泛意义,以及在维持和提高环境质量方面的重要作用,人类越来越认识到必须对高度敏感和迅速消失的湿地资源进行管理。

对湿地的研究已不断注重其功能的探索,并且已经明确湿地的功能是多方面的,对社会的许多层面都十分重要。这种功能过程应用的一个基本问题是湿地生态系统极其复杂多样,其功能不完全相同,作用程度也不相同。根据湿地多样性和变异性,有必要建立一个程序,以能够:①预测某个湿地执行某项功能的可能性;②评价其执行某项功能的范围;③评估该项功能受一系列人类与环境影响的程度。学术界越来越注意到控制湿地功能的那些重要过程,并且做了许多对这些功能经济价值评估的尝试。但是在科学文献中,有关这方面的资料仍然十分有限。

为改善湿地资源管理的策略,最重要的是要将科学基础知识解译转变成具体的程序,供决策者和非专业人员使用。这一方案在美国已普遍被接受,但到目前为止,在其他国家仍然是个空白,并且从总体上来说,它还缺乏经验性科学论证的能力。由欧洲委员会主要资助,英国环境署和国家环境研究委员会(NERC)部分资助,最近的工作着重建立了欧洲河岸湿地生态系统的类似程序。

4.3.1 前言

越来越多的科学证据表明湿地生态系统在维持环境质量以及维护人类和野生生物健康和福利方面发挥了重要作用。然而,传统的自然保护方式基于就地保护,其指标也不外乎是生物多样性、自然性、独特性、稀有性和代表性,以此为基础的科学和政策都不足以维持全球湿地生态系统的数量和质量(Maltby et al. 1994)。这意味着,除了其他事物之外:①对湿地的科学研究仍然缺乏广度和深度、重点和相关性或应用性;②与社会其他优先发展目标相比,湿地政策相当无力;③缺乏贯彻科学进步或政策目标的机制。

湿地生态系统的退化或消失常常取决于生态学或自然保护与社会经济发展需要之间的内在矛盾。要使社会从湿地生态系统中最大可能地获得利益,必须打破这种双重观念。无论是有意的行动,如排水、采矿和建设,还是无意的农业与工业污染,河流整治与地下水堵塞等,对欧洲乃至全球湿地资源的范围和性质都会产生强烈的影响。中世纪欧洲湿地只是小部分(可能还不足一半)被保留下来,原生湿地几乎荡然无存。而且,导致湿地退化和消失的压力依然存在。

在整个欧洲,有关允许抽取更多地表和地下水的新的申请仍在继续,同时地下水位的下降,加上近年来连续的旱情已经导致英国南部和东部河岸湿地的干涸。Tablas de Damiel 国家公园,作为 Ramsar 公约下被指定为具有世界意义的湿地,由于地下水位的下降使这块湿地经常呈现真正的沙漠状态(Liamas 1988)。希腊 Acheloos 河流的改道计划将严重地影响 Messolonghi 沿岸的湿地群。尽管如此,仍然还有许多计划旨在兴建堤坝来调控整个欧洲河流的流量,包括像多瑙河(Danube)和阿列埃河(Allier)这样的大型河流。在匈牙利-斯洛伐克边境的 Szeged-Fherto 地区建造的新堤坝对地下水的补充、运动和水质的影响所引起的巨大争议远超过对自然保护的影响。

自然保护重要性的传统测度对欧洲具有明显特征的有“宝石”之称的湿地的认识和保护十分成功。然而,即使是最强有力的立地保护措施也会受挫,因为可能受到来自上游或就直接来自于湿地周边的水分供应和水分质量的影响。对整个流域盆地如果没有强有力的水源和更广泛景观

过程的管理,要消除这些影响是不可能的。在那些不考虑其广泛功能重要性的决策面前,欧洲湿地资源已经并且继续处于一种无助状态。政治家和整个社会都没有认识到湿地的如下功能:①直接或间接地为人类(野生生物)提供产品和服务;②维持环境质量。

基于生态系统的湿地保护与管理认识到物质流动和个体物种、群落和种群的动态在确定其功能和性质中的重要性。有效持续的自然资源管理需要认识到食物网、营养循环和水分运动中的复杂连接关系。虽然这些连接关系发生在不同的尺度水平,但可以借助生态系统模型来进行有效的研究。

4.3.2 湿地的功能

湿地中的水文、生物、化学和物理等自然发生过程构成了生态系统的功能,如地下水位的涨落、洪水控制、营养转化、生产力和生境的发育或维持。这些过程的相互作用使生态系统各组分/构件得以维持,如水分节律、土壤特性、孔隙水、动植物种群、营养库、土壤及沉积物特性等。生态系统为人类和野生生物提供产品,如森林、野生资源、渔产品、放牧资源等。生态系统本身具有的特征包含生物多样性、文化独特性或文化遗产。生态系统动态的所有这三方面特性都直接或间接地为人类提供利益(图 4.10)。然而,湿地系统总是处在动态变化过程之中,引起上述功能特征上的显著差异。这样,对某一特定湿地功能(比如湿地对水质的维持)的人类价值就会有本质的差异。现有的科学基础仍不足以解释不同湿地生态系统如何运转,不同的环境因子及它们之间的相互作用又是如何调节其功能的(Maltby 1991)。同时,经济学家也仅仅是刚开始考虑赋予湿地功能、产品和属性以价值的可能性及其含义(Barbier et al. 1997, Costanza 1984, Turner 1991, Crowards 1995)。

对湿地更有效地保护和更合理地管理取决于对特定湿地系统真实状况的预测,以及对人类活动影响湿地功能、产品和属性的方式的认识。因为这些人类活动可能对湿地生态系统特征,以及所维持的社会价值产生负面影响。这一基本原理促进了强有力的湿地生态系统功能分析技术的发展,使湿地生态系统保护与管理的论据更加充分。

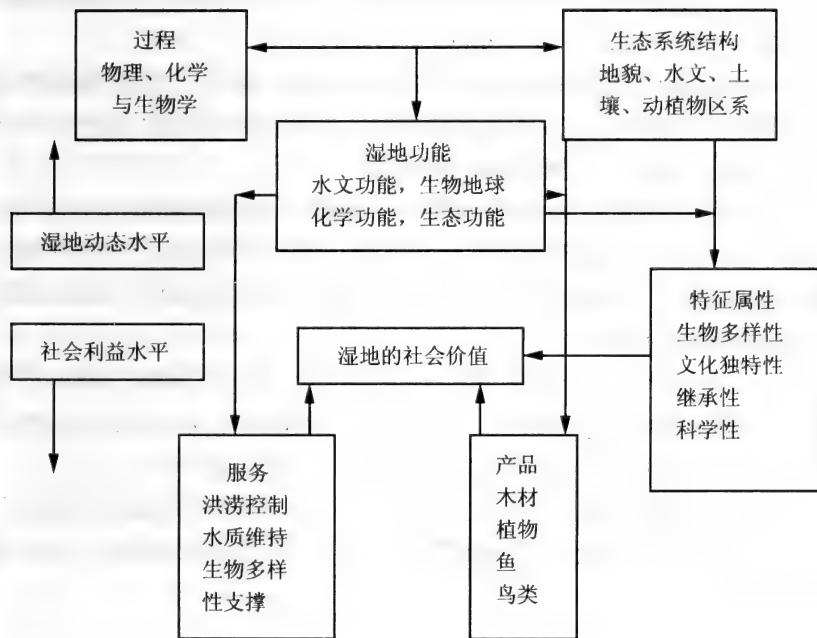


图 4.10 生态系统功能、过程和结构、社会价值、功能服务、物质供应、特征属性之间的相互作用 (Maltby et al. 1996)

4.3.3 湿地生态系统保护与管理的功能方法的基本原理

大量论据支持这样一种观点,即功能分析手段对于能够解决决策制定和规划困境的系统的开发是至关重要的。

(1) 通过确定土地利用的适度和强度与功能之间的关系、特定湿地耐受洪水或肥料承载的能力、湿地对人类干扰的自我恢复能力,使日益稀有的资源能够得到更好(如更有效、更合理)地利用。这与全面执行 Ramsar 公约中所要求的“理智地利用”(wise use)的概念是一致的。

(2) 把湿地看成是生态系统,而不是生境的途径,可以认识到生态与环境之间许多层面的相互作用,而不是局限于狭隘的保护观点。

(3) 该途径也适用于经济分析。这有利于生态系统动态功能效应转化为经济术语,这样可以使影响的结果得到更合理地计量。这些术语比

那些诸如与生物多样性相关的道义或学术论点更容易得到大众和政治家们的理解。

(4) 功能途径的含义和益处可以延伸至对水资源、土地资源的合理利用,提高环境质量以及人类健康和福利。对政府议程来说,这些方面高度引人注意,从而更有可能获得财政支持。

(5) 功能分析对政治改革有吸引力。这一点在欧洲委员会(European Commission)“湿地理智的利用与保护”[COM(95)0189]文件中已经明确。欧盟(EU)已经将其作为一个重要规划工具,这将是该方法在国家层面上应用的重要驱动力。

(6) 如果分析是建立在合理的科学基础上,那么对湿地功能的评价就必然导致更有效的环境保护。这源于更加精确瞄准具有某种独特效益的湿地系统的能力。在此,至少有两个重要方面需要考虑:

- 1) 最合理地使用有限资金,也就是说花最少的钱取得最大的效益;
- 2) 基于某些实际测定或可能成功的预测,来确定优先保护、重建或恢复的地区。

4.3.4 欧洲湿地生态系统功能分析(FAEWE)的开发程序

理想的功能分析程序理论上必须实现如下目标:

- (1) 提供一个综合性(而且可快速评估)的分析工具,来帮助规划者解决土地利用布局、活动的许可、集水区布局中出现的分歧或困境。
- (2) 为湿地生态系统功能维持所需要的最适(或许最低)条件提供指导。
- (3) 确定改变湿地功能的影响水平。
- (4) 提供生态系统稳定性、忍耐水平和抗变化能力的指示。

然而很清楚,程序的使用与执行需要新的或更加综合的执行当局法律责任的解释,以及新的或现有法规的修改和综合培训。这些附加条件得到满足的程度取决于特定的使用者,比如是非政府组织(NGO)或科学学术团体,还是法定或法规团体。例如在美国,已经建立起来的程序明确响应了美国国家湿地政策和《清洁水法案》第404节的条例。这里有两种选择:①为满足抱有直观目标和分别的可利用产品需求的用户去制作产品;②为满足大多数使用者的需要形成一种通用的整体框架,其中可选择

使用个别协议,这样就不可避免地只能先满足有限的一些类似协议。

一个大型的国际性跨学科重大项目,即欧洲湿地生态系统功能分析(FAEWE),得到了欧洲委员会(EC)DGXII的资助,其目的是首先建立欧洲河岸环境区域内湿地的评估程序(Maltby et al. 1996)。这个程序的总体内部结构如图4.11所示。程序所采纳的“专家”系统的方法包括经验研究和专家解析,提供了加强分析的知识基础。这个程序是为评价某一特殊功能或系列功能而设计的,并且可以进行单一或组合功能的预测。评价包含三个水平,即定性、定量和详尽的监测与模拟水平。一旦用户确立评估目标并因此确定了使用有关程序的途径,就需要收集信息,并对这些信息以一种恰当的方式进行综合以完成评估。

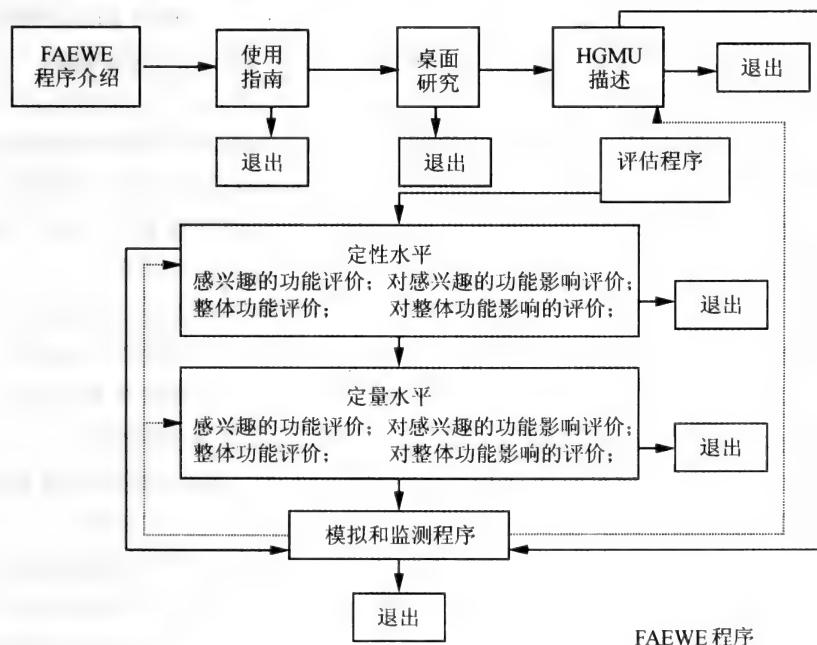


图 4.11 功能评估程序内在路径示意图

数据库的建立为使用者整合所需要的信息提供方法和协议。程序的这一部分细分为桌面研究和野外研究。桌面研究直接引导用户进入研究所需的或有价值的现存数据源,比如地貌图、土壤图、水文资料和航空照片。数据库的细节部分给出数据所需的准确属性,附录部分提供了每个

欧盟成员国的数据源的详细资料。然后,将桌面研究所需的数据整理成初步的景观评估,同时让用户在进行野外实地评估之前对研究产生一个基本的了解。“红旗”(red flag)——作为保护地区的标志,用来标识那些具有重大保护或环境价值的地点或地区,随后被确定。有时该符号的识别可能终止功能评价。桌面研究中所确认的信息空白可能阻碍评估的顺利进行,而且对某些用户而言,评估过程极有可能在这一阶段终止。

野外评估的基础是水文地貌单元(hydrogeomorphic unit, HGMU)的确定和描述。这些单元是具有匀质的地形、水文或水文地质以及正常条件下匀质的土壤的区域。HGMU 描述方法的重要原则是允许非专家用户将湿地立地划分为或多或少匀质的单元。其结果是得到一张完整的野外图和有标注的记录纸,记录纸上的每个 HGMU 单元都分配一个特定识别码。HGMU 被认为是基本的景观模块(landscape building block),代表了能用功能术语定义的最小可识别面积。

一旦完成某个地点 HGMU 的描绘,用户就可以开始进入功能评估程序。这种定性评估将从下列 3 个选择中提供一个简单的结果陈述:①功能正常运行;②功能正在运行,但局限于较小程度水平;③功能不能正常运行。

例如,用户想要对洪水控制功能(短期或长期贮水)做出评估,而且只需要湿地执行该功能的能力的简单定性陈述,那么 3 个可能评估结果是:①功能正常运行,湿地可以长期或短期存贮水分,从而降低洪峰的释放,有助于减轻和调整降水下游的洪涝灾害;②功能正在运行,但局限于较小的程度,湿地可以存贮洪水,但对洪峰释放和降水下游地区的总体影响微不足道;③功能不能正常运行,湿地无法存贮洪水。

基于对每个过程“控制变量”的评价,这个评估程序可以对维持感兴趣功能的所有过程做出一个评估。实际评估采取“决策树”的形式,允许用户根据提供给一系列评估问题的答案,通过“决策树”的分支来选取变量路径。最终的“功能”评估以对复合“过程”评估的评价为基础。

当前的研究主要在开发将湿地功能价值转化成经济价值所必须的协议和工具,而且将方法从某一特定立地的尺度推广至更大的小流域尺度。为了更好地决策,当前的重点是将功能分析程序转变为实用工具。这一阶段的工作正在“欧洲湿地生态系统功能分析技术操作规程”(PROTOWET)这一新项目下进行。类似这样的决策支持系统不但对满

足当前湿地保护和管理是必要的,对其他生态系统类型也是这样。

4.3.5 应用功能方法进行湄公河三角洲的生态系统管理和乡村开发

白千层(*Melaleuca*)森林湿地长期以来支撑着湄公河三角洲的人类社会的生存(Duc 1991)。表 4.2 概括了该湿地生态系统产品的直接用途,更加详细的讨论见 Maltby 等(1996),Safford 和 Maltby(1997)。大片白千层森林在美越战争期间因化学脱叶剂、汽油弹和炸弹的使用而受到破坏,其他一些地区也因开挖运河、种植水稻而干涸。大片干涸土地也因土壤中潜在酸化的硫酸盐的氧化,导致土壤酸化而进一步地被废弃(Maltby et al. 1996)。

虽然种植人工林代替了消失的森林,但未加控制的火烧和过度利用大大降低了恢复作用的效果。有报道显示:仅仅在最近 10 年内,An Giang 省白千层森林面积由原来的 40 000hm² 减少到现在的不足 4 000hm²。白千层森林消失导致了当地经济、环境和生态的如下变化:

- 重要经济资源的消失;
- 增加了局部气候对山地森林和红树林的压力;
- 局部气候尤其是高温的交替变化;
- 水质下降;
- 由水体引发的疾病增加;
- 重要野生生物生境消失。

白千层物种具有耐受洪涝的能力,这就意味着土壤物质中有潜在酸化作用的硫酸盐在还原状态下能够维持下来,而且通过氧化作用被强烈酸化的物质能够回复到酸化受抑制时的状态。森林为许多脊椎、无脊椎动物种类提供生境,包括鳍鱼、淡水虾等。Duc(1991)鉴定出白千层森林有哺乳动物 23 种,鸟类 91 种,爬行动物 38 种和蛙类 11 种,濒危鸟类包括赤颈鹤、白头鹤、秃鹤、钳嘴鹤、灰鹤、黑颈鹤等。这些生态系统的大部分实际的生物多样性还无从查考,但表 4.3 概括了其重要性。

由于白千层森林生境范围和质量(如结构变化)的下降,那里的生物多样性已经大大减少了。虽然白千层恢复与重建对生物多样性是至关重要的,但是恢复的迫切原因来自社会经济发展方面。仅仅木材产品的经济价值分析就表明其收入已远高于种植水稻所获得的利益。蜂蜜、鱼、香

表 4.2 白千层湿地生态系统的直接应用和价值

用处和价值	产品或属性	产品特征	在 20 世纪 90 年代的重要性
燃料 • 薪柴 • 木炭	白千层木材	优质木炭	湄公河三角洲 78% 的能源来自薪柴和木炭, 其中大部分又来自白千层森林
建筑业	白千层木材	• 理想柱材 • 耐水性强 • 防蛀性能好	主要被当地居民和城市利用
渔业	鱼产品	为其他地区捕获的鱼种提供养殖场和繁育场所	白千层地区为湄公河三角洲内陆提供 32% 的鱼产品 (14 500t), 甚至可能更多
香精油 • 医药 • 昆虫驱避剂 • 肥皂	白千层植物茎叶	• 蒸馏分离的油类 • 抗菌及其他药用特征	白千层地区估计价值为 40 美元/ hm^2 , 是湄公河三角洲 Long An 省重要工业材料来源
蜂蜜、蜡、家禽产品	本土蜜蜂种类	• 高产: 白千层花类繁盛, 本土蜜蜂物种丰富 • 白千层蜂蜜在湄公河三角洲广为称道	• 白千层是湄公河三角洲有传统的、非破坏性蜜蜂保持方法 • 简便易行的方法广泛适用于白千层森林及周边地区
食物	可收获的动植物区系种类	• 白千层生态系统中(除鱼以外)的一些物种是重要的蛋白质源 • 仍然普遍缺乏持续利用的观念	在有资源的地方往往是高强度收获, 如蛇类、龟类、甲壳类、啮齿类动物及野生稻
药物	除白千层之外的植物种	与一系列传统医药有关的物种	可引用的资料很少, 但产量仍然在不断增加
家畜饲料	白千层及其他植物	• 白千层嫩枝适合于山羊 • 沼泽苔草是水牛的饲料	
其他用处	白千层树皮	燃料、绝缘材料、填嵌材料、火炬材料、敷泥等	没有有关资料

Safford and Maltby 1997。

精油和其他非木材产品的产量进一步加大了这一差异。如果将水质价值、洪涝控制、水供应以及直接或间接的生物多样性价值也考虑在内, 那么恢复后的白千层森林生态系统对当地农村发展潜在的重要作用是无可争议的。

表 4.3 白千层生态系统生物多样性的价值

价值	产生价值的原因	当前的重要性
基因库	白千层森林是植被恢复计划的重要基因来源	植被恢复的重要基因来源
科学的研究和教育	<ul style="list-style-type: none"> 对生境形成并不了解 对生物区系及功能作用知之甚少 	白千层是越南重要研究基地,但其他地方基本上被忽略了
野生生物保护	<ul style="list-style-type: none"> 白千层森林是湄公河三角洲野生生物生境最丰富的地区之一 被破坏后的生境可被恢复,稀有物种可望再迁入 	<ul style="list-style-type: none"> 对生物区系了解甚少(例如缺乏无脊椎动物的资料) 大片地区仍被认为不重要 许多稀有物种因生境破坏和狩猎等干扰而减少
传粉与害虫控制	食虫、采蜜鸟类和哺乳动物控制了害虫危害并传粉到白千层以外的地方	没有进行重要性评估
旅游	白千层天然林和相关湿地景色宜人,鸟类丰富	利用很差,但越南旅游业和生态旅游总体上发展迅速

迄今,已经恢复的白千层森林的维持尚未有成功的实例,仅仅强调了在持续土地利用行动的实施中基本的社会或制度的结构或组织问题的重要性。当地居民极端的贫困,加上土地缺乏的问题,意味着:①不可能等上5~10a来认识白千层森林恢复与重建的巨大效益;②非法和不受控制的开采利用毁灭了森林。

Darwin白千层湿地计划将英国和越南Cantho大学的科学家联合在一起,共同创立了一个支持当地农村发展的综合的生态系统管理功能途径(Safford et al. 1997)。它的逻辑思想基于可以从未受破坏但可以出入和利用的白千层森林功能中获得多重利益。方案的实施依赖于将工作扩展到个体农户和机构,以便在拥有产权的土地上建立白千层森林小块样地,或通过建立一种机制,使得没有土地的贫困人口从当前被保护或法律禁止进入的大面积森林地区的产物中获取利益。显然,除非贫穷问题的基本根源至少部分地得到缓解,并且建立更多的制度上的机制,否则生态系统功能的真实潜在价值不可能实现。这将不可避免地导致土地和水资源的继续退化,生物多样性的消失,以及人类福利的降低。

4.3.6 结论

保护生态系统功能途径的重要性越来越得到认可。从传统的面向物种和生境向功能途径转变的显著优点是证明了生态系统功能更广泛的效果。诸如水质、洪涝控制、渔业维持等环境利益都与人类价值密切相关，并服从经济分析。这并不是人为贬低生物多样性的基本价值，及其作为物种或野生生物的通俗表达意义。然而，功能途径更容易被大众理解和政治家使用，实现更加明了的自然资源保护决策。为了使生态系统功能途径方法更好地转化成决策，开发恰当的工具是十分必要的。欧洲湿地生态系统功能分析程序就是这种工具的典型例子。它们将基础科学和决策制订联系起来，为其他生态系统功能分析提供了模式。

这个程序最终在发达国家的正式规划过程中可能得到接受，但在发展中国家，除非基本的社会和制度问题得到克服，否则这一程序仍然得不到重视。在这样的情况下，生态系统管理必须调整，使之适合与贫困、土地缺乏等实际情况。仅仅依靠科学不能解决重要自然资源的保护问题。然而，通过协同其他拯救措施，来减轻人类给生态系统的压力，科学有助于给管理者提供维持或加强生态系统功能的基本原理，使之更好地造福人类社会和野生生物。

4.3.7 致谢

本研究得到了欧洲委员会 DGXII(合同号为 CT90-0084, CT95-0559 和 ENV4-CT95-0064)以及英国 Darwin 启动基金的资助。

4.4 生态系统管理——非洲南部概观

Hillary M. Masundire

4.4.1 引言

所有的生态系统基本上都包括生物和物理两方面的属性。所有生态系统都有输入，在其内部进行一系列过程，并产生输出。图 4.12 描述了

生态系统的结构和功能。

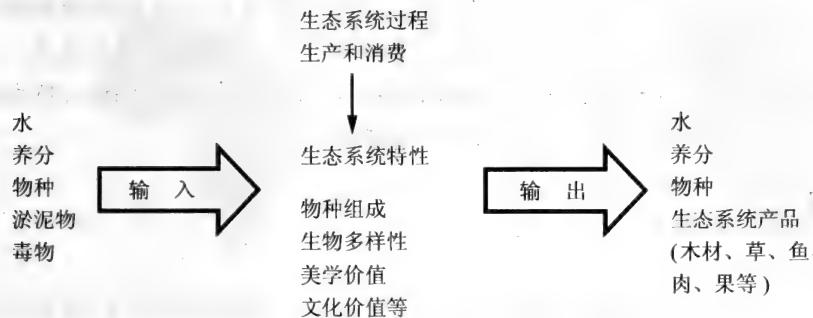


图 4.12 简单生态系统模型

管理生态系统是指为了某种特殊目的,对生态系统结构或功能的一些方面进行有意压缩或放大。这个特殊目的由人类确定,即管理生态系统是为了满足人类的需要和欲望。管理包括控制输入生态系统的物质水平,因为这些输入物质(如营养物、污染物、气体、水和淤泥)将会以某种方式改变某个特定生态系统的结构和(或)正常的功能。生态系统管理或许还包括发生于生态系统内部过程的人为有意识的调控。即为了控制和调节生态系统输出物的质量和数量,人为促进或抑制某些过程。生态系统管理有时也指人为有意识地控制生态系统产品,即有选择地收获生态系统产品。从根本上讲,上述生态系统管理的方方面面具有通用性。

北方与南方间的差异由多方面的原因引起。一些差异因南北方生态系统中物理和生物组分的不同而产生,因此,控制、调整或改变生态系统功能过程速率无论在种类或强度两方面都可能不同。不同的管理目标、对生态系统价值和属性的不同认识,都导致生态系统管理的差异。例如,近年来,特别是在 1971 年的 Ramsar 会议之后,湿地生态系统已受到极大关注。出现了大量的关于湿地保护的文献(Naiman and Decamps 1990, Dugan 1990, Maltby 1991, Matiza and Chabwela 1992, Masundire et al. 1995)。在南部,特别是在非洲,湿地是水、木材、盖房顶用的草、鱼肉(野生动物)和娱乐活动的源泉,它们必须受到保护以便为依赖它们的社区继续提供这些利益。北方保护湿地的观念极大程度地受到湿地作为水禽(waterfowl)栖息地的影响。保护水禽的栖息地是因为水禽在功能上重要性和它们的美学价值呢,或是完全为了水禽种群的保护呢?对此,我

不很清楚。所以,南部和北部的生态系统管理的特定目标有差异。

本文介绍了有关北方希望管理或者影响南方的生态系统管理的论点,所提出的理由对南方人来说简直是不可思议,根本就是微不足道。本文重点是一般性地讨论非洲亚撒哈拉沙漠(sub-Saharan Africa),特别地列举了一些南部非洲(Southern Africa)的例子。

4.4.2 历史背景

生态系统管理可以与管理相提并论。如果没有资源管理,资源开发就无持续性(Murphree 1991)。实际上,当资源的所有权不确定或者完全不存在时,资源管理就很困难。在这种情况下,资源是共有财产,它们的管理意味着共有的悲剧与灾难(Hardin 1968)。这种情景是由于资源使用者不拥有资源,每一个使用者的目标都是及时得到最大的利益,因为这些资源在将来是否仍然可持续利用并无保证。就拿渔业管理来说吧,每一位渔夫外出就是想在任何时间都获得最大捕获量;而其他人会捕获那些为未来收获而留下的鱼,这样恶性循环,鱼群枯竭。在南部非洲,所有关系未明确确定的资源比个人拥有的资源更易过度开发或快速退化。

如果想一般地了解目前撒哈拉沙漠南部的非洲,特别是南非资源消亡和生态系统管理的情况,那么,就有必要回顾一下非洲的现代史(见图 4.13)。

400 年前,在很大程度上对欧洲人和一定程度上对亚洲人而言,非洲仅仅是这些地区农奴劳动力的策源地。为了寻找更多的奴隶,欧洲的奴隶贩子渐渐向内陆推进,随着贸易的深入,商贩认识到非洲还有贵重的、可以贸易的资源如黄金和象牙。因而,到 1700 年时,贸易已多样化,包括黄金、象牙和其他贵重资源。1833 年农奴制度的废除和矿物以及其他自然资源的发现引发了欧洲人更持久占有的欲望。到 1800 年,欧洲开发者和传教士已深入到非洲内陆,他们引起了“非洲蕴藏着不可估量的等待开发的财富”的报道。到 1900 年,欧洲国家纷纷卷入了掠夺非洲的行列中。然后,非洲就变成了没有特定物主的区域,变成了一个公开的可以索取的公共财产资源。那些乱糟糟的争夺,形成了瓜分非洲的格局。财产瓜分是防止共有灾难发生的一种办法。

到 1914 年,柏林会议划定了非洲国家间目前的国界线,非洲财产瓜

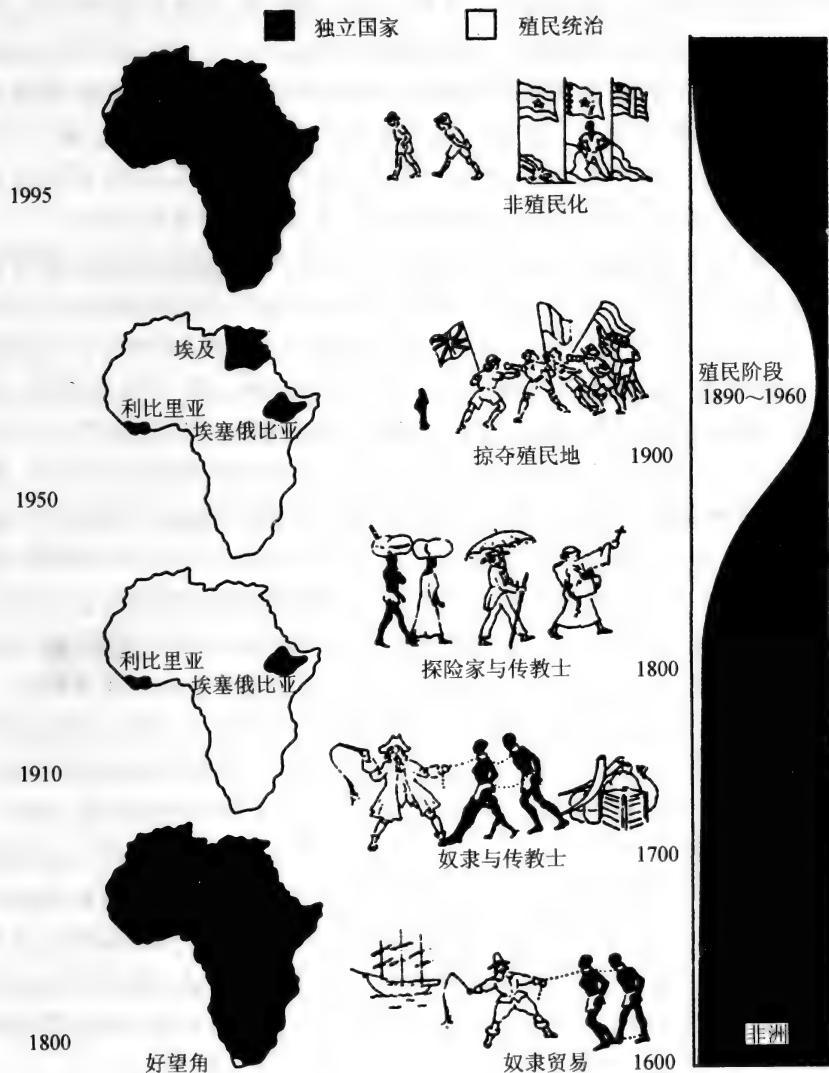


图 4.13 非洲: 1600~1995 年(修改自 Moss 1978)

分到了顶点。Moss(1978)描述了那些随意产生的国家边界,在某种程度上,把同一社会群体一分为二,他们发现彼此处于不同的国家,遵循不同的外国法律,而当地社区的利益却未被考虑。

欧洲国家享有了他们通过财产瓜分所获得优惠权,拥有了领地势力

范围。他们拥有土地、资源,甚至人民。从南部概观,殖民扩张的目的,是获得物质和人力等自由资源。其最终结果是殖民者占有生产方式,并把他们的价值观、法律、文化和传统强加给殖民地国家。他们阻拦甚至禁止土著人文化实践活动。土著人失去了他们最宝贵的资源——土地,也失去了大量的乡土传统和文化,其中也包括那些为促进资源持续利用的文化实践活动,他们不能再按过去惯用的方法进行生态系统的管理。

40年前,非洲殖民地开始为摆脱殖民统治、争取自由而战。民族主义领导者呼吁它们的民众支持。他们集成的特别观点包括殖民者:①已剥夺了民众的生产方式;②剥夺了民众创造财富的资源;③制订了一些与土著人的利益无关而满足了殖民者需要的制度和法规;④通过轻视、压抑、甚至禁止土著人的文化活动等方式使其完全丧失了人的尊严。

在很多非洲国家,恢复生产方式就意味着土地回到非洲人手中,因此,人们就恢复了失去的人格尊严,这种恢复愿望在解放者的激发下,成为了独立抗争的导火线。从殖民主义统治中争取独立的方法有谈判、民众不服从和持久的武装冲突等。独立斗争伴随着非洲人民参与政治的过程。殖民者制订的所有法律法规大体上都是错误的,不应当遵守,除非殖民者将政治权力还给人民。殖民政府的法律应当毫无选择地不予服从。

那些与生态系统管理相关的法律和规则也作为独立斗争的一部分遭到整个民众的反抗。如果殖民者命令农民应该在他们的土地上挖掘田埂,解放者则告诉农民不要那么做;如果殖民者命令人们不要沿河岸的斜坡上耕作,那么解放者告诉人们的则恰恰相反,如此等等。解放者命令农民用土壤填满储液箱,因为殖民者想让农民用此盛水浸洗他们的牲畜。根据殖民者的观点,为牛施浸礼能控制寄生吸血性扁虱;而按解放者的意识,为牛施浸礼是为殖民者提供管理数据,殖民者用此数据可以命令他们削减牛的头数。像南非、津巴布韦和纳米比亚等国家最近才取得独立,这些国家的人民对资源保护和生态系统管理的态度仍然受到解放斗争热情的很大影响。

与上面简单综述的政治背景相对的是,殖民者带来了资源利用和管理的观念、概念和方法。这些与当地人传统的做法并不需要融为一体。为了他们的信誉,各国政府确实想实施保护和生态系统管理战略。但是,大量事实表明,当地民众没有受过有关新技术知识的教育,殖民者也完全忽略了当地民众已拥有的保护办法。当地人为食肉而猎射野生动物,狩猎队征得酋长的同意便成群结队地去狩猎。在许多情况下,在确定好的

狩猎季节,举行隆重的狩猎仪式。今天,在赞比亚西部,勒瓦尼喀酋长(Chief Lewanika)领导下的特洛滋人(Thlozi people)仍然按照这种模式进行狩猎;而在大多数南部非洲的社会群体中,狩猎传统已完全遭到禁止。

4.3.3 土地使用(权)

在非洲,由殖民者引进的土地使用体系是整个解放斗争的核心。在津巴布韦和南非,黑人被隔离在他们自己的区域内;在津巴布韦和南非,分别称之为“部落托管土地”(Tribal Trust Lands)和家园(Homelands)。在非洲其他殖民地区域,“保留地(Reserve)”这一术语通常指为非洲人保留的地方。土著人生活的地方多数为贫瘠的不毛之地或者气候恶劣之地。对土著人来说,保留地的产生意味着迫使他们永远地失去了家园和强迫性迁移。强迫性移民和搬迁户的任何反抗都遭到了殖民政府当局的残酷对待。

津巴布韦,那时叫南罗得西亚(Southern Rhodesia),它的土地使用体系为我们提供了一个很好的土地使用范例。表 4.4 总结了津巴布韦独立

表 4.4 津巴布韦独立前的土地政策

年份	土地法	目的	效果概要
1889	土地让与法	白人殖民者从土著人中获取土地权利	英国南非公司买了特许权,并用它作为占有土地的基础
1898	议会土著居民保护区法	在殖民者获取大量土地的背景下建立土著居民保护区	土著人保护区随意建立在低生产潜力的区域
1930	土地分配法(LAA)	把白人和黑人的土地合法地隔离开来	大多数生产力最高的土地成为了白人拥有的大型商业农场
1951	土著人土地畜牧法	实施土地私有,减畜,将保护耕作措施介绍给土著人小块土地使用者	土著人大量抵制,支持民族主义者的政策,该法律在 1961 年废弃
1965	部落托管土地法	将土著人的土地转变为部落托管,建立土地托管代理	在该法作用下,高人口和家畜种群,导致了大量土地退化
1969	土地使用权法	取代 1930 年的土地分配法,在少数白人和多数黑人间各半分配土地	结合部落托管法,该法等同于南非种族隔离政策

修改自 Rukuni, 1994。

前的土地政策变化史,许多与合理的自然资源管理(生态系统管理)有关的问题都源于这时期的土地管理史。土著人进行独立斗争的关键问题是夺回自己的土地,独立后,土著人最大的盼望是纠正正在土著人和殖民者间极不平等的土地分配政策。

1930年颁布的土地分配法合法地把白人和黑人土地隔离。在独立后的时代里,政府企图解决土地争端,通过了两部议会法案。第一部是1981年颁布的公共地法(the Communal Lands),它将部落托管的土地转变成公共地,把土地管理权从传统首领中转移到选举产生的行政区议会。第二部法律是1985年颁布的土地获得法(Land Acquisition Act)和随后的修正案。通过该法律,政府有权从大型的商业农场购买土地,用它来重新安置土著人。但在某种意义上,土地所有关系仍然存在问题,即公共地居住者没有拥有自己使用的土地,土地仍然属于国家政府。

一片土地的生产力能够由土壤的肥力或降雨量水平或由两者相结合进行推断。据此,可将津巴布韦划分为五个农业生态区(表4.5)。农业生态区1具有最大的生产潜力,而农业生态区5则生产潜力最小。高生

表4.5 津巴布韦农业生态区分类

分区	面积/km ²	人口百分比/%	年降雨量/mm	生产	农地分类
1 专门和多样化农业区	7000	2	1000	林业、集约经营牧业、茶、咖啡、macadamia 坚果和其他种植园作物	74% 大型商业、24% 公共和 2% 小型商业用地
2 集约经营农业区	58 600	15	750~1000	集约经营牧业	74% 大型商业、22% 公共和 4% 小型商业用地
3 半集约经营农业区	58 600	15	650~800	经济作物(烟草、棉花)和家畜	49% 大型商业、43% 公共和 8% 小型商业用地
4 半集约经营农业区	58 600	38	450~600	耐旱作物、家畜	34% 大型商业、62% 公共和 4% 小型商业用地
5 粗放经营农业区	58 600	27	即使对耐旱作物而言,降雨量太低且不规律	粗放牧业和游乐大农场	35% 大型商业、45% 公共和 20% 国家公园和狩猎保护区用地

产潜力区由不超过总人口 3% 的白人占有,而大多数黑人则被限制于边缘的贫瘠区域。

直到 1980 年独立时,大型的商业农场完全被白人殖民者农场主私人占有。表 4.5 描述的公有土地几乎没有居住白人。表 4.5 清楚表明:大多数生产力高的农业生态区 I 和 II 为殖民者白人保留,而大量黑人共同居住在生产潜力低的农业生态区 IV 和 V。

4.4.4 所有权

上述的土地使用体系允许个人在大型的商业耕作区拥有土地及其资源,而在公共区域,则由政府拥有所有的土地及其资源。后者保留着开放的土地利用体制,而前者规定了土地所有者的特权。因此,在资源开采方面,公共区域遭受到前面提出的所谓的公有悲剧与灾难。在缺乏明确的资源所有权条件下,资源管理(生态系统管理)实际上无从谈起。没有任何一个个体使用者或团体使用者会对他们管理的赖以生存的资源(生态系统)承担责任。这种使用体系的总体结局是:资源管理(生态系统管理)是资源拥有者的责任,在大型的商业农庄,土地拥有者就是土地使用者;而在公共地上,资源使用者不是狭义的土地拥有者。

公共区域土壤严重侵蚀,草场过度放牧,森林乱砍滥伐,显示出环境高度退化,尤其是野生动物被严重耗尽。生活在公共区域的土著人满怀妒意地看着白人拥有的商业农场中的丰富资源。土著人就侵入大型的商业农场中去偷猎野生动物、薪材和其他自然资源。1975 年,罗得西亚政府把属于政府土地上的野生动物拥有与利用权交给土地拥有者(白人)。私人土地拥有者为了他们的直接利益,管理他们的土地和其他资源。一些大商业农场主把野生动物作为他们日常耕作的增加内容。目前,津巴布韦有许多私人狩猎场,以狩猎和现场拍摄狩猎活动为主要的经济活动。这样就鼓励他们正确地管理他们的资源和生态系统。

在公共区域内,由于任何个人或群体都没有合法的土地使用权,难以确定从通过上述相似的生态系统管理奖励而获取效益的管理单位。尽管如此,国家公园和野生动物管理部仍然引进了一个乡土资源管理计划,被称之为“公共区域乡土资源管理计划”(Communal Areas Management Pro-

gramme for Indigenous Resources), 现在以其缩写“CAMPFIRE”而广为人知。CAMPFIRE 的目的主要包括为了重新构建津巴布韦乡村的控制系统, 给人们提供选择使用自然资源的方式, 给公共区域的人们资源所有权以便他们对使用自然资源尤其是利用野生动物承担相应的责任和义务 (Child 1996)。此处的“人们”是由被认为与最基层群众最接近的地方政府结构集体代表的。这样的政府机构就是地区议会。在此不必详细说明和分析 CAMPFIRE, 只是说明这个项目的目的是通过给予当地居民资源所有权, 尽力授权当地居民, 尽管非直接但也全心全意地管理他们自己的资源和生态系统。目前, 这个项目已成功, 且已计划作为别国的典范。

4.4.5 独立后

独立前, 当地民众对殖民政府制订的保护措施和保护法规表示怀疑, 在前面已经间接提到。独立后的政府已经并很可能仍然劝说当地人们去遵守保护法规, 说服民众保护法规关系到他们的切身利益; 但在独立前, 为争取独立, 他们曾鼓励民众不去遵守这些同样的保护法规, 因而当地民众有可能更怀疑独立后的政府为推行保护法规而做的种种努力。

在许多非洲国家里, 独立后, 他们的生态保护法规并无太大的改变, 因此, 人们已经或至今仍然感到在某种程度上受到欺骗。他们渴求变化, 但在许多情况下都没有变成现实。政府甚至强迫他们挖掘田埂、为其牛施浸礼、削减载畜量、不要在斜坡上耕犁等; 这些都是在独立之前殖民主义者说过的事情, 他们都不应该做, 而现在政府又让其做。因此, 他们问: “独立在哪里?”

殖民政府没有做, 在独立后的政府也未能顺利完成的事, 就是教育培训当地民众, 让他们懂得保护生态法背后的道理与合理性。因为不把资源所有权转移给资源使用者(即当地民众), 独立后的政府就被视为与殖民政府相似。独立后的非洲涌现了一批新的本土的精英, 他们中的很多人曾经或现在为政治领袖, 特别是部级领导。在津巴布韦, 大约 80% 的人口仍然生活在公共地区域, 他们仍然未拥有他们赖以生存的土地。资源利用和管理仍然是公共的。在许多公共区域, 生态系统退化仍然是带普遍性的问题。

4.4.6 政治、贫困和“非洲式的民主”

南部非洲国家的殖民史创造了一个惯例：掌握政权实质上就等于拥有财富。依靠他们的政治敏感性，那些过去的穷人一下子变成富翁。因为这些人并不一定是专业人士，一旦失去政治地位就意味着沦回到贫穷。所以，他们有时不惜一切代价，尽力紧紧把握住其政治地位。在那里，政治领袖常冒着失去他们政治地位的危险，提倡不受欢迎但又正确的立法；在这种不稳定的环境条件下，合理的资源和生态系统管理也常惨遭厄运。许多拥有私人土地的国民不是目前的就是以前的政治领袖。

很多非洲国家赞同民主政府的主张。非洲传统的政权结构基本上是君主立宪制，西方式的民主加在了这种传统的政权体制上。在非洲，领袖天生是领袖，按血统继承，代代相传。无论处于哪一领导层次的官员，多数都喜欢通过民主当选但又强烈地抵制通过民主的方式下台。对非洲民主进行简单的分析或许有建设性的意义。

津巴布韦有一位政治领导在位 16 年之久，他按上帝的意愿，列上议事日程，准备继续执政下一个 6 年任期，完成他的全部领导生涯，直到期满，任该职位长达 22 年。赞比亚和马拉维由同一总统任职，已经分别长达 27 年和 30 年。博茨瓦纳、肯尼亚、莫桑比克和安哥拉近年有了他们的第二位总统，所有的这些总统都是在其前任死后登基继位。在非洲的其他地方，政治领袖上台，但接着被通过军事政变赶下台，使这里政治领导较快地变更。这种模式也存在于其他很多组织结构方面，例如在津巴布韦，有两个主要的农户组织（联盟），即商业农户联合会和津巴布韦农户联合会。商业农户联合会主要由白人组成，每年改选新的主席；津巴布韦农户联盟主要由黑人组成，有一个黑人主席，已执政 20 多年。

在大多数非洲国家的政治议程日程中，资源和生态系统管理的地位极低，一些土著居民感到殖民主义者被新的黑人政治精英简单地取代，这些黑人政客在位时尽其所能，猎取财富。土著人仍然未意识到他们现在拥有其赖以生存的资源，事实上，自独立后他们对资源管理的态度或许变得麻木了。

4.4.7 新殖民主义还是全球经济？

已经意识到，通过发展“公共区域乡土资源管理计划”和其他类似的基于资源管理计划的团体来正确管理资源/生态系统是困难的，除非对管理者来说这些计划有经济价值。近年来，与非洲经济总的下滑背景相比，旅游业是其经济增长的部门之一，而商品价格持续下落、农业产量下降。旅游方面的增长主要体现在低容量、低影响而高费用支付旅游。吸引旅游者的主要原因是旷野的氛围和在南部非洲几个省区仍然丰富的生物多样性。目前，这是正确管理资源和生态系统的主要目标。

旅游增长作为资源和生态系统管理的主要目的也产生了一个问题，即旅游主要适应吸引来自曾经是殖民国家的外国游客。这就在当地人中间产生一种看法：推动正确的自然资源和生态系统管理是为了外国人的利益，而以牺牲那些需要更多土地生产更多食物的当地居民的利益为代价。需要从野生动物身上得到肉食的土著人看不到那些游客环绕了整整半个世界来此拍一张肥壮雄象或一对交配狮子的照片给他们带来的好处。

畜牧生产是非洲博茨瓦纳的主要经济活动。1996年的第一季度，博茨瓦纳西北部恩格阿密地区(Ngami District)爆发了牛肺病。俄克阿洼格三角洲(Okavango Delta)位于恩格阿密地区，是博茨瓦纳的主要旅游区。为了控制和阻止牛肺病的发病和传播速度，政府命令销毁该区的所有牛。射杀牛，浇上煤油，烧毁并埋在很多墓穴中。在这个行动中，至少销毁了25万头牛。一些政治活动家告诉人们：政府消灭牛是为了促进俄克阿洼格三角洲野生动物的发展，进而促进旅游业的兴旺。

4.4.8 展望

只有当土著人从他们的生活的生态系统中获得直接经济利益的时候，他们才会接受、理解和参与自然资源与生态系统的管理，并把旅游作为其管理目的之一。必须通过将资源和系统的所有权授予他们，准许他们管理自己的生态系统；必须通过不同层次的教育和培训，使其能够制订、认识和实施生态系统管理的技术决策。

非洲独立后，“公共区域乡土资源管理计划”是基于社区的自然资源管理计划之一。这些计划在民众参与方面和在生态系统使用者所有权方面，有其措施；生态系统使用者有权决定自己的管理目标和实现目标的措施。这些计划也承认传统知识和实践，并把它们与科学理论和现代科学建议相结合。在这些努力中的关键观念是可持续性。

这些生态系统管理计划的成功取决于人们对生态系统的各种利用后果的日益关心和拥有所有权的生态系统使用者为其行动承担的责任心以及使用者从其管理的生态系统中直接获得的经济利益。所以，生态系统使用者和管理者一定要把它们和所管理的生态系统视为一个有机的统一体。

参 考 文 献

Aberg J, Jansson G, Swenson J E, Angelstam P. 1995. The effect of matrix on the occurrence of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in isolated habitat fragments. *Oecologia* 103:265~269

Acreman M C. 1997. Principles of water management for people and the environment. American Association for the Advancement of Science

Acreman M C and Lahmann E. 1995. Water management and protected areas. *Parks* 5(12): 1~5

Adamson J K and Hornung M. 1990. The effect of clearfelling a Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantation on solute concentrations in drainage water. *Journal of Hydrology* 116:287~297

Aiken J, Williams R, Bellan I and Burt R. 1995. Measurements of upper ocean structure using aquashuttle from ships of opportunity and research vessels. *Oceans 95: Challenges of our changing global environment*. Marine Technology Society, Washington DC, USA 1, 502~519

Alverson D L, Freeberg M H, Murawski S A and Pope J G. 1994. A global assessment of fisheries by catch and discard. *FAO Technical Report* 339. FAO, Rome, Italy

Akeroyd J. 1995. Towards a spirit of wilderness. *Plant Talk* 3:2

Andersen U V. 1995. Succession and soil development in man-made coastal ecosystems at the Baltic Sea. *Nordic Journal of Botany* 15: 91~104

Arrow K, Bolin B, Costanza R, Dasgupta P, Folke C, Holling C S, Jansson B-O, Levin S, Maler K-G, Perrings C and Pimentel D. 1995. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science* 268:520~521

Atkinson T C, Briffa K R and Coope G R. 1987. Seasonal temperatures in Britain during the past 22,000 years reconstructed using beetle remains. *Nature* 325:587~593

Balaganskaya E D and Lysnes H. 1995. Restoration of polluted soils. *Ecosystem Research Report* 10: *Global Change and Arctic Terrestrial Ecosystems*. Office for official Publications of the European Union, Luxembourg

Balmford A. 1996. Extinction filters and current resilience: the significance of past selection pressures for conservation biology. *Trends in Ecology and Evolution* 11:19~196

Balmford A and Long A. 1994. Avian endemism and forest loss. *Nature* 372:623~624

Barbier E, Acreman M C and Knowler D. 1997. *Economic Evaluation of wetlands: a guide for policy makers and planners*. Ramsar, Gland, Switzerland

Barnola J M, Raynaud D, Korotkevich Y S and Lorius C. 1987. Vostoc ice core provides 160 000-years record of atmospheric CO₂. *Nature* 329:408~414

Battarbee R W. 1995(Editor). *Acid Rain and its Impact: The Critical Loads Debate*. Ensis Publishing, London

Batterbee R. W., Mason J., Renberg I. and Talling J F (Editors). 1990. *Paleolimnology and Lake Acidification*. Royal Society, London, UK

Bazely D R and Jefferies R L. 1989. Leaf and shoot demography of an arctic stoloniferous grass, *Puccinella phryganodes*, in response to grazing. *Journal of Ecology* 77:811~822

Beerling D J, Chaloner W G, Huntley B, Pearson J A and Tootly M J. 1993. Stomatal density responds to the glacial cycle of environmental change. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 251: 133~138

Bell G, Lechowicz M J, Appenzeller A, Chandler M, DeBlois E, Jackson L, Mackenzie B, Preziosi R, Schallenberg M and Tinker N. 1993. The spatial structure of the physical environment. *Oecologia* 96:114~121

Bell J N B. 1994 (Editor). *The Ecological Effects of Increased Aerial Deposition of Nitrogen*. British Ecological Society Ecological Issues No. 5. Field Studies Council, Montford Bridge

Bennett K D. 1990. Milankovitch cycles and their effects on species in ecological and evolutionary time. *Paleobiology* 16:11~21

Bernabo J C and Webb T, III. 1997. Changing patterns in the Holocene pollen record from northeastern North America: a mapped summary. *Quaternary Research* 8:64~96

Bierregaard R O. 1996. Biological dynamics of forest fragments. In *The Conservation Atlas of Tropical Forests: The Americas* edited by C. S. Harcourt and J. A. Sayer. Simon and Schuster, New York and London

Bond W J. 1993. Keystone species. In *Biodiversity and Ecosystem Function* edited by E. D. Schulze and H. A. L. Mooney. Springer, Berlin, Germany

Botkin A D. 1990. *Discordant Harmonies: a New Ecology for the Twenty-first Century*. Oxford University Press, New York, USA

Bradshaw A D. 1987. Restoration: an acid test for ecology. In *Restoration Ecology-a Synthetic Approach to Ecological Research* edited by W. R. Jordan, M. E. Gilpin, and J. D. Aber. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Bradshaw A D. 1995. Introduction. In *Restoration Ecology in Europe* edited by K. M. Urbanska and K. Grodzinska. Geobotanical Institute SFIT., Zurich, Switzerland

Bradshaw A D. 1997. Importance of soil in restoration science. pp. 33~64 in *Restoration Ecology and Sustainable Development* edited by K. M. Urbanska, N. R. Webb and P. J. Edwards. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Bradshaw A D and Chadwick M J. 1980. *The Restoration of Land*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK

Broker, W. 1963. Genetisch-physiologische Untersuchungenm über die Zinkvertr-glibhkeit von *Silene inflata* Sm. *Flora* 153:122~156

Brooks T M and Balmford A. 1996. Atlantic forest extinctions. *Nature* 380(6570): 115

Brown K S and Brown G G. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In *Tropical Deforestation and Species Extinction* edited by T. C. Whitmore and J. A. Sayer. Chapman and

Hall, London, UK

Budiansky S. 1994. Extinction or miscalculation. *Nature* 370:105

Caldwell L. 1970. The ecosystem as a criterion for public land policy. *Natural Resources Journal* 10: 203~221

Carlisle A, Brown A F H and White E J. 1996. The organic matter and nutrient elements in the precipitation beneath a sessile oak (*Quercus petrae*) woodland. *Journal of Ecology* 54:87~98

Carson R. 1962. *Silent Spring*. Hamish Hamilton, London, UK

Cebrian J and Duarte C M. 1995. Plant growth-rate dependence of detrital carbon storage in ecosystems. *Science* 268:1606~1608

Chambers R. 1993. *Challenging the Professions. Frontiers for rural development*. Intermediate Technology Publications, London, UK

Chappellaz J, Barnola J M, Raynaud D, Korotkevich Y S and Lorius C. 1990. ice-core record of atmospheric methane over the past 160,000 years. *Nature* 345: 127~131

Chesson P and Huntly N. 1989. Short-term instabilities and long-term community dynamics. *Trends in Ecology and Evolution* 7: 107~108

Child B. 1996. The practice and principles of community-based wildlife management in Zimbabwe: the CAMPFIRE programme. *Biodiversity and Conservation* 5: 369~398

Clarkson D T. 1966. Aluminium tolerance in species within the genus *Agrostis*. *Journal of Ecology* 54: 167~168

CLAG. 1995. Critical Loads of Acid Deposition for United Kingdom Freshwaters. Critical Loads Advisory Group, Department of the Environment, London, UK

CLIMAP. Project Members 1984. The last Interglacial Ocean. *Quaternary Research* 21: 123~224

COHMAP. 1988. Climatic change of the last 18,000 years: Observations and model simulations. *Science* 241: 1043~1052

Collar N J, Crosby M J and Stattersfield A J. 1994. Birds to Watch 2. *The World List of Threatened Birds*. BirdLife International, Cambridge

Collingham Y C. 1995. *The development of a spatially explicit landscape-scale model of migration and its application to investigate the response of trees to climate change*. Ph. D. thesis, Durham, UK

Collingham Y C, Hill M O, Huntley B. 1996. The migration of sessile organisms: a simulation model with measurable parameters. *Journal of Vegetation Science* 7: 831~846

Conway T J, Tans P, Waterman L S, Thoning K W, Masarie K A and Gammon R H. 1988. Atmospheric carbon dioxide measurements in the remote global troposphere 1981~1984. *Tellus* 40B: 81~115

Coope G R. 1978. Constancy of insect species versus inconstancy of Quaternary environments. In *Diversity of Insect Faunas*. Symposia of the Royal Entomological Society of London 9 edited by L. A. Mound and N. Waloff. Blackwell Scientific, Oxford, UK

Coope G R. 1995. The effects of Quaternary climatic changes on insect populations: lessons from the

past. In *Insects in a Changing Environment* edited by R. Harrington and N. E. Stork. Academic Press, London, UK

Corlett R T and Turner I M. 1997. Long-term survival in tropical forest remnants in Singapore and Hong Kong in tropical forest remnants In *Ecology, Management and Conservation of Fragmented communities* edited by W. F. Laurence, R. O. Bierregaard and C. Moritz. University of Chicago Press, Chicago, USA

Craighead F. 1979. *Track of the Grizzly*. Sierra Club Books, San Francisco, California

Critical Loads Advisory Group. 1995. *Critical Loads of Acid Deposition for United Kingdom Freshwaters*. Critical Loads Advisory Group, Department of the Environment, London, UK

Czech B and Krausman P R. 1997. Implications of an ecosystem management literature review. *Wildlife Society Bulletin* 25: 667~675

Davis M B. 1981. Quaternary history and the stability of forest communities. In *Forest Succession. Concepts and Application* edited by D. C. West, H. H. Shugart, and D. B. Botkin. Springer-Verlag, New York, USA

Davis M B. 1986. Climatic instability, time lags, and community disequilibrium. In *Community Ecology* edited by J. Diamond and T. J. Case. Harper and Row, New York, USA

Davis M B. 1989. Lags in vegetation response to greenhouse warming. *Climatic Change* 15: 75~82

Davis S D, Heywood V H and Hamilton A C. (Editors) 1994~1997. *Centers of Plant Diversity-a Guide and Strategy for their Conservation*. Vol. 1 (1994) Europe, Africa, South West Asia and The Middle East. Vol. 2 (1995) Asia, Australasia and the Pacific. Vol. 3 (1997) The Americas. WWF/IUCN, IUCN Publications Unit, Cambridge, UK

De-Beaulieu J -L and Reille M. 1984. A long upper Pleistocene pollen record from Les Echets, near Lyon, France. *Boreas* 13: 111~132

Denslow J S. 1985. Disturbance-mediated coexistence of species. In *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics* edited by S. T. A. Pickett and P. S. White. Academic Press, Orlando FL. USA

Denton G H and Hughes T J (Editors). 1981. *The Last Great Ice Sheet*. Wiley, New York, USA

Diamond J M and May R M. 1981. Island biogeography and the design of natural reserves. In *Theoretical Ecology. Principles and Applications* edited by R. M. May. Blackwell Scientific, Oxford

Didham R K, Ghazoul J, Stork N E and Davis A J. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. *Trends in Ecology and Evolution* 11:225~260

Dinerstein E and Wikramanayake E D. 1993. Beyond 'hotspots': how to prioritize investments in biodiversity in the Indo-Pacific region. *Conservation Biology* 7:701~704

Dinerstein E, Wikramanayake E D and Forney M. 1995. Conserving the reservoirs and remnants of tropical moist forest in the Indo-Pacific region. In *Ecology, Conservation, and Management of Southeast Asian Rainforests* edited by R. B. Primack and T. E. Lovejoy. Yale University Press, New Haven, USA

DoE. 1990. *Acid Deposition in the United Kingdom 1986~1988*. Department of the Environment, London, UK

Drayton B and Primack R. 1996. Plant species lost in an isolated conservation area in metropolitan Boston from 1894 to 1993. *Conservation Biology* 10:30~39

Duarte C M, Cebrian J and Marba N. 1992. Uncertainty of detecting sea change. *Nature* 356:190

Duc L D. 1991. *Proceedings of the Workshop on Melaleuca Rehabilitation and Management, Long Xuyen, An Giang, 14~18 May 1991*. Agricultural Publishing House, Hanoi, Vietnam

Dudley N. 1992. *Forests in Trouble: A review of the status of temperate forests worldwide*. Worldwide Fund for Nature, Gland, Switzerland

Dugan P J. 1990. *Wetland conservation: a review of current issues and required action*. IUCN, Gland, Switzerland

Ehrlich P R, Ehrlich A H and Holdren J P. 1997. *Ecoscience: Population, resources, environment*. Freeman, San Francisco

Ehrlich P R and Wilson E O. 1991. Biodiversity studies: Science and policy. *Science* 253:758~762

Elias S A. 1991. Insects and climate change. *BioScience* 41:552~599

Ewel J J. 1987. Restoration is the ultimate test of ecological theory. In *Restoration Ecology: Synthetic Approach to Ecological Research* edited by W. R. Jordan, M. E. Gilpin, and J. D. Aber. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Fairbanks R G. 1989. A 17,000-year glacio-eustatic sea level record: Influence of glacial melting rates on the Younger Dryas event and deep-ocean circulation. *Nature* 342: 637~642

FAO. 1995. The state of world fisheries and aquaculture. FAO, Rome, Italy

Feldman G et al. 1989. Ocean color. Availability of the global data set. *Eos, Trans Am Geophys. Union* 70:634~641

Flüeler P R. 1992. Experimentelle Untersuchungen über Keimung und Etablierung von alpinen Leguminosen. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH Stiftung Rübel Zürich*, No. 110

Folland C K, Karl T R and Vinnikov K Y. 1990. Observed climate variations and change. In *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment* edited by J. T. Houghton, G. J. Jenkins and J. J. Ephraums. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Foster D R, Schoonmaker P K and Pickett S T A. 1990. Insights from palaeoecology to community ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 5:119~122

Frankel O, Brown A H D and Burdon J J. 1995. *The Conservation of Plant Diversity*. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Gamble J C. 1994. Long-term Planktonic Time Series as Monitors of Marine Environmental Change. In *Long-term Experiments in Agricultural and Ecological Sciences* edited by R. A. Leigh and A. E. Johnston. CAB International, Wallingford, UK

Garrels R M and Lerman A. 1981. Phanerozoic cycles of sedimentary carbon and sulphur. *Proceedings of the National Academy of Sciences U. S. A.* 78:4652~4656

Gasser M. 1989. Bedeutung der vegetativen Phase bei alpinen Pflanzen für die biologische Erosionsbekämpfung in der alpinen Stufe. *Berichte des Geobotanischen Institutes ETH, Stiftung Rürich Zürich* 55:151~176

Gaston K J. 1994. *Rarity*. Chapman and Hall, London, UK

Gaston K J and Blackburn T M. 1995. Birds, Body size and the threat of extinction. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B* 347: 205~212

Gates D M. 1993. *Climate Change and its Biological Consequences*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA

Gentry A H. 1982. Neotropical floristic diversity: phytogenetic connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? *Annals of the Missouri Botanical Garden* 69:557~593

GLOBEC. 1997. Global Ocean Ecosystem Dynamics (GLOBEC) Science Plan. IGBP Report 40, GLOBEC Report 9. International Geosphere Biosphere Programme, Stockholm, Sweden

Goldsmith B (Editor). 1991. *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman and Hall, New York, USA

Gomez-Pompa A, Vasquez-Yanes C and Guevara S. 1972. The tropical rain forest: a non-renewable resource. *Science (Washington D. C.)* 177:762~765

Good R. 1931. A theory of plant geography. *New Phytologist* 30: 11~171

Graham R W and Grimm E C. 1990. Effects of Global Climate Change on the Patterns of Terrestrial Biological Communities. *Trends in Ecology and Evolution* 5:289~292

Graham R W, Lundelius E L, Jr, Graham M A, Schroeder E K, Toomey R S, III, Anderson, E. , Barnosky, A. D. , Burns, J. A. , Churcher, C. S. , Grayson, D. K. , Guthrie, R. D. , Harrington, C. R. , Jefferson, G. T. , Martin, L. D. , McDonald, H. G. , Morlan, R. E. , Semken, H. A. , Jr. , Webb, D. , Werdelin, L. and Wilson, M. C. 1996. Spatial response of mammals to late Quaternary environmental fluctuations. *Sciences* 272:1601~1606

Granat L, Rodhe H and Hallberg R O. 1976. the global sulphur cycle. *Ecological Bulletins (Stockholm)* 22:89~134

Gregory R P G and Bradshaw A D. 1965. Heavy metal tolerance in populations of *Agrostis tenuis* Sibth. And other grasses. *New Phytologist* 64:131~143

Grime J P. 1978. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley and Sons, New York, USA

Grime J P and Hunt R. 1975. Relative growth-rate: its range and adaptive significance in a local flora. *Journal of Ecology* 63:393~422

Guio J, de Beaulieu J L, Cheddadi R, David F, Ponel P and Reille M. 1993. The Climate in Western Europe During the Last Glacial Interglacial Cycle Derived from Pollen and Insect Remains. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology* 103:73~93

Gustafsson M and Lannér-Herrera C. 1997. Overview of the *Brassica oleracea* complex: their distribution and ecological specificities. In *Proceedings of the Workshops on the Conservation of the Wild Relatives of European Cultivated Plants*. (Bocconeia 7) edited by B. Valdés, V. H. Hey-

wood, F. M. Raimondo and D. Zohary. Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana, Palermo, Italy

Hallbäck L and Tamm C O. 1986. Changes in soil acidity from 1927 to 1982~1984 in a forest area of south-west Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1:219~232

Halley J M. 1996. Ecology, evolution, and 1/f-noise. *Trends in Ecology and Evolution* 11:33~37

Hannah L, Lohse D, Hutchinson C, Car J L and Lankerani A. 1994. A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. *Ambio* 23:246~250

Hanski I. 1994. Spatial scale, patchiness and population dynamics on land. *Philosophical Transaction of Royal Society London B* 343: 19~25

Hanski I, Moilanen A and Gyllenberg M. 1996. Minimum viable metapopulation size. *American Naturalist* 147:527~541

Hanski I, Pakkula T, Kuussaari M and Guangchun L. 1995. Metapopulation persistence of an endangered butterfly in a fragmented landscape. *Oikos* 72:21~28

Hardin G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* CLXII;713~727

Harper J L. 1987. The heuristic value of restoration ecology. In *Restoration Ecology-a Synthetic Approach to Ecological Research* edited by W. R. Jordan, M. E. Gilpin, and J. D. Aber. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Harrison S. 1994. Metapopulations and conservation. In *Large-scale Ecology and Conservation Biology* edited by P. J. Edwards, R. M. May and N. R. Webb. Blackwell Science, Oxford, UK

Hasler A R. 1992. Experimentelle Untersuchungen über klonal wachsende alpine Leguminosen. *Veröffentlichungen des Gebotanischen Institutes der ETH Stiftung Rübel Zurich* No.111

Heywood V H (Editor). 1995. *The Global Biodiversity Assessment*. United Nations Environment Programme. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Heywood V H, Mace G M, May R M and Stuart S N. 1994. Uncertainties in extinction rates. *Nature* 368: 105

Heywood V H and Stuart N. 1992. Species extinctions in tropical forests. In *Tropical Deforestation and Species Extinction* edited by T. C Whitmore and J. A. Sayer. Chapman and Hall, London, UK

Hobbs R and Lleras E. 1995. Chapter 13. 4 Protecting and restoring ecosystems, species, populations and genetic diversity. In *Global Biodiversity Assessment* edited by V. H. Heywood. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Holligan P M, Aarup T and Groom S B. 1989. The North Sea: Satellite Colour Atlas. *Continental Shelf Research* 9(8): 667~765

Holling C S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:1~23

Hornby A S. 1974. *Oxford Advanced Learner's Dictionary of Current English*. Oxford university Press, Oxford, UK

Hornung M and Skeffington R A. 1993. *Critical Loads: concepts and Applications*. ITE Symposium

sium 28, HMSO, London, UK

Houghton J T, Meira Filho L G, Callander B A, Harris N, Kattenberg A and Maskell K (Editors). 1996. *Climate change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK

House of Lords Select Committee on Science and Technology. 1996. *Fish stock conservation and management*. Session 95-96, HL Paper 25, 2nd Report. Stationery Office, UK

Hunt E G and Bischoff A I. 1960. Inimical effects on wildlife of periodic DDD applications to Clear Lake. *California Fish and Game* 1:91-106

Hunter M L, Jacobson G L and Webb T. III. 1988. Palaeoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity. *Conservation Biology* 2: 375-385

Huntley B. 1988. Glacial and Holocene vegetation history: Europe. In *Vegetation History* edited by B. Huntley and T. Webb, III. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands

Huntley B. 1990. Studying global change: The contribution of Quaternary palynology. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology (Global and Planetary Change Section)* 82: 53-61

Huntley B. 1991. How plants respond to climate change: migration rates, individualism and the consequences for plant communities. *Annals of Botany* 67: 15-22

Huntley B. 1995. Plant species' response to climate change: implications for the conservation of European birds. *Ibis* 137 (Supplement 1): 127-138

Huntley B. 1996. Quaternary palaeoecology and ecology. *Quaternary Science Reviews* 15:591-606

Huntley B. In press. The influence of a changing climate. pp. 3-11 in *Ecology and Landscape Development: History of the Mersey basin* edited by E. F. Greenwood. National Museums and Galleries of Merseyside, Liverpool, UK

Huntley B, Berry P M, McDonald A P, Cramer W P. 1995. Modelling present and potential future ranges of some European higher plants using climate response surfaces. *Journal of Biogeography* 22:967-1001

Huntley B and Birks H J B. 1983. *An atlas of past and present pollen maps for Europe*: 0-13 000 B. P. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Huntley B, Collingham Y C, Hill M O. 1996. Tree species' response to environmental changes during the last glacial: evaluating alternative hypotheses using a spatially-explicit migration model. *Italian Journal of Quaternary Science* 9:617-626

Huntley B and Webb T, III. 1989. Migration: species' response to climatic variations caused by changes in the earth's orbit. *Journal of Biogeography* 16:5-19

IGBP. 1992. *Global Change Reducing Uncertainties*. International Geosphere-Biosphere Programme, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm.

Imbrie J, Berger A, Boyle E A, Clemens S C, Duffy A, Howard W R, Kukla G, Kutzbach J, Martinson D G, McIntyre A, Mix A C, Molfino B, Morley J J, Peterson L C, Pisias N G, Prell W L, Raymo M E, Shackleton N J and Toggweiler J R. 1993. On the structure and origin of major

glaciation cycles. 2. the 100,000-year cycle. *Palaeoceanography* 8:699~735

Imbrie J, Boyle E A, Clemens S C, Duffy A, Howard W R, Kukla G, Kutzbach J, Martinson D G, McIntyre A, Mix A C, Molfino B, Morley J J, Peterson L C, Pisias N G, Prell W L, Raymo M E, Shackleton N J and Toggweiler J R. 1992. On the structure and origin of major glaciation cycles. 1. Linear responses to Milankovitch forcing. *Palaeoceanography* 7:701~738

Interagency Ecosystem Management Task Force 1995. *The Ecosystem Approach: Healthy ecosystems and sustainable economies*. US Department Commerce, Springfield, VA, USA

Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC) and Sir Alister Hardy Foundation for Ocean Science (SHAFOS). 1991. *Monitoring the health of the ocean: Defining the role of the Continuous Plankton Recorder in global ecosystem studies*. UNESCO, Paris, France

Intergovernmental Oceanographic Commission (IOC). 1993. *Assessment and Monitoring of Large Marine Ecosystems*. UNESCO: 1~51

IPCC. 1995. *Climate Change 1995. IPCC Scientific Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, UK

IUCN. 1995. *IUCN Red List Categories*. IUCN, Gland, Switzerland

IUCN/UNEP/WWF. 1993. *Caring for the Earth: A strategy for survival*. Mitchell Beazley, London, UK

Jalas J and Suominen J (Editors). 1972. *Atlas Flora Europaea*: Vol. 1. *Pteridophyta (Psilotaceae to Azollaceae)*. Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, Finland

Jalas J and Suominen J (Editors). 1976. *Atlas Flora Europaea*: Vol. 3. *Salicaceae to Balanophoraceae*. Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, Finland

Jefferies R L, Gadallah F L, Srivastava D S and Wilson D J. 1995. Desertification and trophic cascades in arctic coastal ecosystems: A potential climate change scenario? *European Commission Ecosystem Research Report 10: Global Change and Arctic Terrestrial Ecosystems*. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg

Jensen M E and Bourgeron P S. 1994 (Editors). *Volume II: Ecosystem Management: principles and applications*. Gen. Tech. Rep. RNW-GTR-318, USDA, Forest Service, Portland, USA

Johnson I, Elliott C, Acreman M C. 1996. *Ecological acceptable flows Phase II. Report to Environment Agency*. Institute of Hydrology, Wallingford, UK

Jones C G and Lawton J H. 1995 (Editors). *Linking Species and Ecosystems*. Chapman and Hall, New York

Jowett D. 1964. Population studies on lead tolerant *Agrostis tenuis*. *Evolution* 18: 70~80

Katenin A E. 1995. Plant communities of *Populus balsamifera* as a testimony of more favourable past climatic conditions. *European Commission Ecosystem Report 10: Global Change and Arctic Terrestrial Ecosystems*, pp. 249~252. Office for Official Publications of the European Union, Luxembourg

Keigley R B. 1988. Developing methods of restoring vegetation communities while preserving genetic integrity. Proceedings of 8th High Altitude Revegetation Workshop, Colorado State University

Knight D H. 1975. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs* 45: 259~284

Koopowitz H, Thornhill A D and Andersen M. 1994. A general stochastic model for the prediction of biodiversity losses based on habitat conversion. *Conservation Biology* 8:425~438

Korner C. 1996. The response of complex multispecies systems to elevated CO₂. In *Global Change and Terrestrial Ecosystems* edited by B. H. Walker, and W. L. Steffen. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Kotanen P and Jefferies R L. 1987. The leaf and shoot demography of grazed and ungrazed plants of *Carex subspathacea*. *Journal of Ecology* 75: 961~975

Kutzbach J E and Guetter P J. 1986. The influence of changing orbital parameters and surface boundary conditions on climatic simulations for the past 18,000 years. *Journal of the Atmospheric Sciences* 43: 1726~1759

Lande R and Schemske D W. 1985. The evolution of self-fertilisation and inbreeding depression in plants. I. Genetic models. *Evolution* 39: 24~40

Lawton J H. 1994. What do species do in ecosystems? *Oikos* 71: 367~374

Lawton J H. 1995. Population dynamic principles. In *Extinction Rates* edited by J. H. Lawton and R. M. May. Oxford Univ. Press. Oxford, UK

Lawton J H. 1996. Patterns in ecology. *Oikos* 75: 145~147

Lawton J H. 1996. Population abundances, geographic ranges and conservation: 1994 Witherby Memorial Lecture. *Bird Study* 43:3~19

Lawton J H and Brown V K. 1993. Redundancy in ecosystems. In *Biodiversity and Ecosystem Function* edited by E.-D. Schulze, and H. A. Mooney. Springer-Verlag, Berlin

Lawton J H and Jones C G. 1993. Linking species and ecosystem perspectives. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 311~313

Lawton J H and May R M. 1995 (Editors). *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford, UK

Leopold A. 1949. A *Sand County Almanac*. Oxford University Press. New York, USA

Likens G E, Bormann F H, Pierce R S, Eaton J S and Johnson N M. 1977. *Biogeochemistry of a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York, USA

Lister A M. 1993. 'Gradualistic' evolution: Its interpretation in Quaternary large mammal species. *Quaternary International* 19: 77~84

Llamas M R. 1988. Conflicts between wetland conservation and groundwater exploitation: Two case histories in Spain. *Environ. Geol., Water Science* 11: 241~251

Longhurst A. 1985. The structure and evolution of plankton communities. *Prog. Oceanog.* 15, 1~35

Longhurst A. 1995. Seasonal cycles of pelagic production and consumption. *Prog. Oceanog.* 36: 77~167

Lovelock J E. 1979. *Gaia. A new look at life on Earth*. Oxford University Press, Oxford, UK

Lovelock J E. 1989. *The Ages of Gaia*. Oxford University Press, Oxford, UK

Lubchenco J, Olson A M, Brubaker L B, Carpenter S R, Holland M M, Hubbell S P, Levin S A, MacMahon J A, Matson P A, Melillo J M, Mooney H A, Peterson C H, Pulliam H R, Real L A, Regal P J and Risser P G. 1991. The sustainable biosphere initiative: an ecological research agenda. *Ecology* 72: 371~412

MacArthur R H and Wilson E O. 1967 *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, USA

Malassé A D. 1993. Continuity and discontinuity during hominization. *Quaternary International* 19: 85~98

Malone C R. 1996. The Federal ecosystem management initiative in the USA. In *Environmental Sustainability: case studies on the prospects of science and ethics* edited by J. Lemons, R. Goodland and L. Westra. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands

Maltby E. 1991. Wetlands-their status and role in the biosphere. In *Plant Life Under Oxygen Deprivation* edited by M. B. Jackson, D. D. Davies and H. Lambers. S. P. B. Academic Publishing, The Hague, The Netherlands

Maltby E, Blackwell M S A and Hogan D V. 1997. Wetlands in the landscape-linking policy to function. In *Wetlands: Landscape and institutional perspectives. Proceedings of the 4th workshop of the Global Wetlands Economics Network (GWEN)* edited by Tore Soderqvist. Beijer International Institute of Ecological Economics, The Royal Swedish Academy of Sciences, Sweden

Maltby E, Hogan D V, Immirzi C P, Tellam J H and van der Peij M J. 1994. Building a new approach to the investigation and assessment of wetland ecosystem functioning. pp 637~658 in *Global Wetlands: Old World and new* edited by W. J. Mitsch. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands

Maltby E, Hogan D V, and McInnes R J. 1996. *Functional Analysis of European Wetland Ecosystems. Phase I Final Report. European Commission Ecosystems Research Report 18*. European Commission, Luxembourg

Mangel M, Talbot L M, Meffe G K et al. 1996. Principles for the conservation of wild living resources. *Ecological Applications* 6(2):338~362

Margules C R. 1987. Single large or several small reserves? In *Nature Conservation: The Role of Remnants of native Vegetation* edited by D. A. Saunders, G. W. Arnold, A. A. Burbidge and A. J. M. Hopkins. Surrey Beatty and Sons Pty in association with CSIRO and CALM

Masundire H M, Eyeson K N and Mpuchane S F. (Editors) 1995. *Proceeding of the conference on wetlands management in Botswana*. Botswana Wetlands Co-ordination Committee, Kasana, Botswana

Matiza T and Chabwela H N. 1992. *Wetlands conservation conference for southern Africa: Proceedings of the SADCC conference held in Gaborone, Botswana*. IUCN, Gland, Switzerland

May R M and Oster G F. 1976 Bifurcation and dynamic complexity in simple ecological models.

McGlone M S. 1988. Glacial and Holocene vegetation history: New Zealand. In *Vegetation History*: Vol. 7 edited by B. Huntley and T. Webb, III. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands

McGlone M S, Salinger M J and Moar N T. 1993. Palaeovegetation studies of New Zealand's climate since the last glacial maximum. In *Global Climates since the Last Glacial Maximum* edited by H. E. Wright, Jr., J. E. Kutzbach, T. Webb, III, W. F. Ruddiman, F. A. Street-Perrott and P. J. Bartlein. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA

McNeely J A. 1995. Chapter. 11.2 The impact of human activity on biodiversity in *Global Biodiversity Assessment* edited by V. H. Heywood. Cambridge University Press. Cambridge, UK

Meisterhans E. 1988. Vegetationsentwicklung auf Skipistenplanierungen in der alpinen Vegetationsstufe bei Davos. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes ETH Stiftung Rübel Zürich* No. 97

Miller K R. 1996. *Balancing the Scales: Guidelines for increasing biodiversity's chance through bioregional management*. World Resources Institute, Washington DC.

Mills L S, Soulé M E and Doak D F. 1993. The keystone species concept in ecology and conservation. *Bio Science* 43:219~224

Milner-Gulland E J. 1994. A population model for the management of saiga antelope. *Journal of Applied Ecology* 31:25~39

Milton S J and Dean W R J. 1995. How useful is the keystone species concept, and can it be applied to *Acacia erioloba* in the Kalahari Desert? *Zeitschrift für Oekologie und Naturschutz* 4: 147~156

Mitchell J F B. 1983. The seasonal response of a general circulation model to changes in CO₂ and sea temperatures. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 109:113~152

Mitchell J F B, Manabe S, Meleshko V and Tokioka T. 1990. Equilibrium climate change and its implications for the future. In *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment* edited by J. T. Houghton, G. J. Jenkins and J. J. Ephraums. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Moloney K A and Levin S A. 1996. The effects of disturbance architecture on landscape-level population dynamic. *Ecology* 77: 375~394

Mooney H A and Koch G W. 1994. The impact of rising CO₂ concentrations on the terrestrial biosphere. *Ambio* 23: 74~76

Moran G F and Hopper S D. 1987. Conservation of the genetic resources of rare and widespread eucalypts in remnant vegetation. In *Nature Conservation: The role of remnants of native vegetation* edited by D. A. Saunders, G. W. Arnold, A. A. Burbidge and A. J. M. Hopkins. Surrey Beatty and Sons Pty in association with CSIRO and CALM

Morris D W. 1995. Earth's peeling veneer of life. *Nature* 373: 25

Moss B, Balls H and Irvine K. 1985. *Isolation of Broads as a Technique for Restoration*. BARS 11.

Broads Authority, Norwich, UK

Moss P. 1978. *Modern World History*. Granada Publishing, New York, USA

Murphree M W. 1991. Communities as institutions for resource management. *Paper Presented at the National Conference on Environment and Development*, Maputo, Mozambique

Naeem S, Thompson L J, Lawler S P, Lawton J H and Woodfin R M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368: 734~737

Naeem S, Thompson L J, Lawler S P, Lawton J H and Woodfin R M. 1995. Empirical evidence that declining biodiversity may alter the performance of terrestrial ecosystems. *Philosophical Transactions of the royal Society of London, B* 347: 249~262

Naiman R J and Decamps H. (Editors). 1990. *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. Parthenon Publishing Group, New York, USA

Neenan M. 1960. The effects of soil acidity on the growth of cereals with particular reference to the differential reaction of varieties thereto. *Plant and Soil* 12: 324~338

Newmark W D. 1985. Legal and biotic boundaries of Western North American national parks: A problem of congruence. *Biological Conservation* 33: 197~208

Newsham K K, Frankland J C, Boddy L and Ineson P. 1992. Effects of dry deposited sulphur dioxide on fungal decomposition of angiosperm litter. I. Changes in communities of fungal saprotrophs. *New Phytologist* 122: 97~110

Nilsson Ch and Grelsson G. 1995. The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology* 32: 677~692

North Sea Task Force. 1993. North Sea Quality Status Report. Oslo and Paris Commissions, London. Olsen and Olsen, Fredensborg, Denmark

Noss R F and Cooperrider A Y. 1994. *Saving Nature's Legacy: Protecting and Restoring Biodiversity*. Island Press, Washington DC

Nozette S and Lewis J S. 1982. Venus: Chemical weathering of igneous rocks and buffering of atmospheric composition. *Science* 216: 181~183

Odum E P. 1969. The strategy of Ecosystem Development. *Science* 164: 262~270

Onions C T (Editor). *The Shorter Oxford English Dictionary*. Clarendon Press, Oxford, UK

Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). 1994. *Oceanography*. OECD, Paris. France

Owen T and Biemann K. 1976. Composition of the atmosphere at the surface of Mars: Detection of argon-36 and preliminary analysis. *Science* 193: 801~803

Paice J P. 1974. *The Ecological History of Grizedale Forest, Cumbria, with Particular Reference to Tilia cordata Mill.* M. Sc. Thesis, University of Lancaster, UK

Paige K N and Whitham T G. 1987. Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. *American Naturalist* 129: 407~416

Paine R T. 1969. A note on trophic complexity and community stability. *American Naturalist* 103: 91~93

, Parker V T and Pickett S T A. 1997. Restoration as an ecosystem process: implications of the modern ecological paradigm. pp 17~32 in *Restoration Ecology and Sustainable Development* edited by K. M. Urbanska, N. R. Webb and P. J. Edwards. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Pauly D and Christensen V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374: 255~257

Phillips O L and Gentry A H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954~958

• Pickett S T A and Parker V T. 1994. Avoiding the old pitfalls-opportunities in a new discipline. *Restoration Ecology* 2: 180~189

Pickett S T A, Parker V T and Fiedler P. 1992. The new paradigm in ecology: implications for conservation biology above the species level. In *Conservation Biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management* edited by P. Fiedler and S. Jain. Chapman and Hall, New York. USA

Pigott C D. 1991. Biological Flora of the British Isles: *Tilia cordata Miller*. *Journal of Ecology* 79: 1147~1207

Pigott C D. 1992. Are the distributions of species determined by failure to set seed? In *Fruit and Seed Production* edited by C. Marshall and J. Grace. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Pigott C D and Huntley J P. 1981. Factors controlling the distribution of *Tilia cordata* at the northern limits of its geographical range. III. Nature and causes of seed sterility. *New Phytologist* 87: 817~839

Pimm S. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321~326

Pimm S. 1991. *The Balance of Nature?* University of Chicago Press, Chicago, USA

Pimm S. 1996. The lonely Earth. *World Conservation* 1/96: 8~9

Pimm S L and Lawton J H. 1977. Number of trophic levels in ecological communities. *Nature* 268: 329~331

Pimm S L. and Redfern A. 1988. The variability of population densities. *Nature* 334: 613~614

Pimm S L, Russell G J, Gittleman J L and Brooks T M. 1995. The future of biodiversity. *Science* 269: 347~350

Pirot J-Y and Meynell P J. 1998. *Ecosystem Management: Lessons from around the World*. The World Bank, Washington D. C., USA

Planque B and Ibanez F. 1996. Longterm-time series in *Calanus finmarchicus* abundance-a question of space? *Oceanologica Acta* 29, 159~164

PNCS. 1992. *The Pakistan National Conservation Strategy*. IUCN, Karachi, Pakistan

Poffenberger M and McGean B. (Editors) 1996. *Village Voices, Village Choice*. Joint forest management in India. Oxford University Press, Oxford, UK

Polunin N and Worthington E B. 1990. On the use and misuse of the term 'ecosystem'. *Environ-*

mental Conservation 17(3): 174

Prat S. 1934. Der Erblichkeit der Resistenz gegen Kupfer. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 52: 65~67

Primack R. 1998. *Essentials of Conservation Biology*. 2nd Edition. Sinaur Associates, Sunderland, Massachusetts, USA

Quartley C and Reid P C. 1996. Long-term oceanographic datasets. *Sea Technology* 37(3): 68~70

Rahel F J. 1990. The hierarchical nature of community persistence: a problem of scale. *American Naturalist* 136: 328~344

Rainboth W J. 1996. *FAO Species Field Guide for Fisheries, Fishes of the Cambodian Mekong*. FAO, Rome, Italy

Ramanathan V. 1988. The greenhouse theory of climate change: A test by an inadvertent global experiment. *Science* 240: 293~299

Ratcliffe D. 1977. *A Nature Conservation Review*. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Reid P C. 1994. *The North Sea Ministerial Process: Conclusions of the Intermediate Ministerial Meeting, December 1993. Marine Environmental Management. Review of Events in 1993 and Future Trends* 1(20): 81~86

Reid P C The North Sea Ecosystem: Status Report. In the Gulf Of Mexico Large Marine Ecosystem. Edited by H. kumpf, K. Steidinger and K. Sherman. Blackwell Science. Inc. Oxford, UK

Reid P C and Hunt H G. 1998. Are observed changes in the plankton of the North Atalantic and North Sea linked to climate change? 2nd International Conference on Pelagic Biogeography. IOC Workshop Report No. 142, 310~315. IOC/UNESCO, Paris, France

Reid W V. 1992. How many species will there be? In *Tropical Deforestation and Species Extinction* edited by T. C. Whitmore and J. A. Sayer. Chapman and Hall, London, UK

Reynolds B, Stevens P A, Adamson J K, Hughes S and Roberts J D. 1992. Effects of clearfelling on stream and soil water aluminium chemistry in three UK forests. *Environmental Pollution* 77: 157~165

Ritchie J C and MacDonald G M. 1986. The patterns of post-glacial spread of white spruce. *Journal of Biogeography* 13: 527~540

Roemmich D and McGowan J. 1995. Climatic warming and the decline of zooplankton in the California Current. *Science* 267, 1324~1326

Roozen A J M and Westhoff V. 1985. A study on long term salt marsh succession suing permanent plots. *Vegetatio* 61: 23~32

Rousseau D-D. 1997. The weight of internal and external constraints on *Pupillia muscorum* L (Gastropoda: Stylommatophora) during the Quaternary in Europe. In *Past and Future Rapid Environmental Changes: The spatial and evolutionary responses of terrestrial biota* edited by B. Huntley, W. Cramer, A. V. Morgan, H. C. Prentice and J. R. M. Allen. Springer-Verlag, Berlin, Germany

Rukuni M. 1994. The evolution of Agricultural Policy: 1890~1990. In *Zimbabwe's Agricultural*

Revolution edited by M. Rukuni and C. K. Eicher. University of Zimbabwe Publications, Harare, Zimbabwe

Safford R J and Maltby E. 1997. The overlooked values of *Melaleuca* wetlands. In *Towards Sustainable Management of Tram Chim National Reserve, Vietnam*. *Proceedings of a workshop on balancing economic development with environmental conservation* edited by R. J. Safford, D. V. Ni, E. Maltby and V. -T. Xuan. Royal Holloway Institute for Environmental Research, London, UK

Safford R J, Ni D V, Maltby E and Xuan V-T (Editors). 1997. *Towards Sustainable Management of Tram Chim National Reserve, Vietnam*. Royal Holloway Institute for Environmental Research, Virginia Water, UK

Safriel U N, Anikster Y and Valdman M. 1997 Management of nature reserves for conservation of wild relatives and the significance of marginal populations. In *Proceedings of the Workshops on the Conservation of the Wild Relatives of European Cultivated Plants*. (Boccone 7) edited by B. Valdés, V. H. Heywood, F. M. Raimondo and D. Zohary. Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana, Palermo, Italy

Sathyendranath S, Longhurst A, Caverhill C M and Platt T. 1995. Regionally and seasonally differentiated primary production in the North Atlantic. *Deep-Sea Research* 42, 1773~1802

Saunders D A, Hobbs R J and Margules C R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5: 18~32

Schemske D W, Husband B C, Ruckelhaus M H, Goodwillie C, Parker I M and Bishop J G. 1994. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology* 75: 584~606

Schimel D, Alves D, Enting I, Heimann M, Joos F, Raynaud D, Wigley T, Prather M, Derwent R, Enhalt D, Fraser P, Sanhueza E, Zhou X, Jonas P, Charlson R, Rodhe H, Sadasivan S, Shine K P, Fouquart Y, Ramaswamy V, Solomon S, Srinivasan J, Albritton D, Isaksen I, Lal M and Wuebbles D. 1996. Radiative Forcing of Climate Change. In *Climate Change 1995: the science of climate change* edited by J. T. Houghton, L. G. Meira Filho, B. A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Schlesinger M E and Zhao Z-C. 1989. Seasonal climatic changes induced by doubled CO₂ as simulated by the OSU atmospheric GCM/mixed- layer ocean model. *Journal of climate* 2: 459~495

Schlesinger W H. 1991 *Biogeochemistry: An Analysis of global change*. Academic Press, New York, USA

Sherman K. 1994. Sustainability, biomass yields, and health of coastal ecosystems: An ecological perspective. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 112, 277~301

Simberloff D. 1992. Do species-area curves predict extinction in fragmented forest? In *Tropical Deforestation and Species Extinction* edited by T. C. Whitmore and J. A. Sayer. Chapman and Hall, London, UK

Simon J. 1994. *Scarcity or Abundance?*: A debate on the environment. (with N. Myers) W. W. Norton, New York, USA

Smith F A, Betancourt J L and Brown J H. 1995. Evolution of body size in the woodrat over the past 25,000 years of climate change. *Science* 270: 2012~2014

Smith R A. 1872. Air and Rain. Longmans Green and Co. Ltd., London, UK

Soulé M E. 1986. Conservation biology and the “real world”. In *Conservation Biology: The science of scarcity and diversity* edited by M. Soulé. Sinauer Ass., Sunderland, Mass. USA

Soulé M E (Editor). 1987. *Viable Populations for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge

Spence D H N. 1957. Studies on the vegetation of Shetland. *Journal of Ecology* 45: 917~945

Steadman D W. 1995. Prehistoric extinctions of Pacific island birds: biodiversity meets zooarchaeology. *Science* 267: 1123~1131

Steele J H. 1985. A comparison of terrestrial and marine ecological systems. *Nature* 313: 355~358

Steele J H. 1991. Can ecological theory cross the land-sea boundary? *Journal of Theoretical Biology* 153, 426~436

Strahm W. 1989. *Plant Red Data Book for Rodrigues*. Koeltz Scientific Books, Konigstein, for IUCN, The World Conservation Union

Strahm W. 1996. Conservation of the flora of the Mascarene Islands. *Curtis's Botanical Magazine* 13(4):228~238

Street-Perrott F A. and Perrott R A. 1993. Holocene vegetation, lake levels, and climate of Africa. In *Global Climates since the Last Glacial Maximum* edited by H. E. Wright, Jr., J. E. Kutzbach, T. Webb, III, W. F. Ruddiman, F. A. Street-Perrott and P. J. Bartlein, University of Minnesota Press, Minneapolis, USA

Stuart A J. 1993. The failure of evolution: Late Quaternary mammalian extinctions in the Holarctic. *Quaternary International* 19: 101~107

Sweden's Case Study. 1971. *Air Pollution Across National Boundaries*. The Impact in the Environment. Royal Ministry of Foreign Affairs and Royal Ministry of Agriculture, Stockholm. Sweden

Tansley A G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 16: 284~307

Taylor A H. 1995. North-south shifts of the Gulf Stream and their climatic connection with the abundance of zooplankton in the UK and its surrounding seas. *ICES Journal of Marine Science* 52, 711~721

Thomas C D and Jones T M. 1993. Partial recovery of a skipper butterfly (*Hesperia comma*) from population refuges: Lessons for conservation in a fragmented landscape. *Journal of Animal Ecology* 62: 472~481

Thomas C D, Thomas J A and Warren M S. 1992. Distribution of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. *Oecologia* 92: 563~567

Thompson R S. 1988. Glacial and Holocene vegetation history: Western North America. In *Vegetation History: Vol. 7* edited by B. Huntley and T. Webb. III. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands

Thompson R S, Whitlock C, Bartlein P J, Harrison S P and Spaulding W G. 1993. Climatic changes

in the western United States since 18,000 yr B. P. In *Global Climates since the Last Glacial maximum* edited by H. E. Wright, Jr., J. E. Kutzbach, T. Webb, III, W. F. Ruddiman, F. A. Street-Perrott and P. J. Bartlein. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA

Tilman D. 1996. Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77: 350~363

Tilman D and Downing J A. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363~365

Tilman D, May R. M., Lehman C L and Nowak M A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65~66

Tilman D, Wedin D and Knops J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379: 718~720

Tinker P B. 1994. Monitoring Environmental Change Through Networks. In *Long-term Experiments in Agricultural and Ecological Sciences* edited by R. A. Leigh and A. E. Johnston. CAB International, Wallingford, UK

Tischkov A A. 1996. Secondary succession of arctic ecosystems in relation to tundra restoration. In *Disturbance and recovery in Arctic Lands: An ecological perspective* edited by R. M. M. Crawford. Kluver Publishers, Dordrecht, The Netherlands

Tschurr R F. 1990. Single-ramet-cloning (SRC) and multi-ramet-cloning(MRC) : an example of basic and applied revegetation research. *Proceedings of 9th High Altitude Revegetation Workshop: Colorado Water Resources Research Information Series* 63: 234~237

Tschurr R F. 1992. Experimentelle Untersuchungen über das Regenerationsverhalten bei alpinen Pflanzen. *Veröffentlichungen des Institutes ETH Stiftung Rübel Zurich* No. 108

Turner I M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200~219

Turner I M. and Corlett, R T. 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 330~333

Turner I M, Tan H T W, Wee Y C Ali Bin Ibrahim Chew P T and Corlett R T. 1994. A study of plant species extinction in Singapore: lessons from the conservation of tropical biodiversity. *Conservation Biology* 8: 705~712

Turner R K. 1991. Wetlands and economic management. *Ambio* 20(2): 59~63

Ulrich B. 1986. Natural and anthropogenic components of soil acidification. *Zeitschrift für Pflanzenzernährung und Bödenkunde* 149: 702~217

Ulrich B, Mayer R and Khann P K. 1980. Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. *Soil Science* 130: 193~199

Urbanska K M. 1995a. Ecological restoration above the timberline and its demographic assessment. In *Restoration Ecology in Europe* edited by K. M. Urbanska and K. Grodzinska. Geobotanical Institute SFIT, Zurich, Switzerland

Urbanska K M. 1995b. Biodiversity assessment in ecological restoration above the timberline. *Biodiversity and Conservation* 4: 679~695

Urbanska K M. 1996. Reproductive behaviour of arctic/alpine plants and ecological restoration. pp.

481 ~ 501 in *Disturbance and recovery in Arctic Lands: An ecological perspective edited by R. M. M. Crawford*. Kluver Publishers, Dordrecht, The Netherlands

Urbanska K M. 1997a. Restoration ecology of alpine and arctic areas: are the classical concepts of niche and succession directly applicable? pp. 189 ~ 200 in *Restoration Ecology and Sustainable Development* edited by K. M. Urbanska, N. R. Webb and P. J. Edwards. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Urbanska K M. 1997b. Safe sites-interface of plant population ecology and restoration ecology. pp. 81 ~ 110 in *Restoration Ecology and Sustainable Development* edited by K. M. Urbanska, N. R. Webb and P. J. Edwards. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Urbanska K M. Hefti-Holenstein, B. and Elmer, G. 1987. Performance of some alpine grassed in single-tiller cloning experiments and the subsequent revegetation trials above the timberline. *Berichte des Geobotanischen Institutes ETH Stiftung Rübel Zurich* 53: 64 ~ 90

Valdés B, Heywood V H, Raimondo F M and Zohary D (Editors). 1997. *Proceedings of the Workshops on the Conservation of the Wild Relatives of European Cultivated Plants*. (Bocconeia 7). Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliāna, Palermo, Italy

van der Maarel E, Boot R van Dorp D and Rijntjes J. 1985. Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands: A comparison of the vegetation in 1959 and 1980. *Vegetatio* 58: 137 ~ 187

Van Dyne G M. 1969. *The Ecosystem Concept in Natural Resource Management*. Academic Press, New York, USA

Vilchek G E and Bykova O Y. 1992. The origin of regional ecological problems within the northern Tyumen oblast, Russia. *Arctic and Alpine Research* 24: 99 ~ 107

Vitousek P M. 1992. Global environmental change: An introduction. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23: 1 ~ 14

Vitousek P, Ehrlich P, Ehrlich A and Matson P. 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience* 36: 368 ~ 373

Vogt K A, Gordon J C, Wargo J P, and Vogt D J. 1997. *Ecosystems: Balancing science with management*. Springer-Verlag Inc., New York, USA

Walker D. 1989. Diversity and stability. In *Ecological Concepts* edited by J. M. Cherrett. Blackwell Scientific Publishers, Oxford, UK

Walter H. 1960. *Standortlebre (Analytische-ökologische Geobotanik)*. *Einführung in die Phytologie; Grundlagen der Pflanzenverbreitung*. Ulmer, Stuttgart, Germany

Watt K E F. 1968. *Ecology and Resource Management: A quantitative approach*. McGraw-Hill, New York, USA

Watts W A. 1988. Late-Tertiary and Pleistocene vegetation history: Europe. In *Vegetation History: Vol. 7* edited by B. Huntley and T. Webb, III. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands

Watts W A, Allen J R M, Huntley B. 1996. Vegetation history and climate of the Last Glacial at

Laghi di Monticchio, southern Italy. *Quaternary Science Reviews*

WCMC. 1992. *Global Biodiversity: Status of the Earth's living resources*. Chapman and Hall, London, UK

Webb T, III. 1988. Glacial and Holocene vegetation history: Eastern North America. In *Vegetation History* edited by B. Huntley and T. Webb, III. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands

West R G. 1964. Inter-relations of ecology and Quaternary palaeobotany. *Journal of Ecology* 52 (Supplement): 47~57

Westman W E. 1991. Ecological restoration projects: measuring their performance. *Environmental Professional* 13: 207~215

Westra L. 1994. *An Environmental Proposal for Ethics: The principle of integrity*. Rowman, Lanham, USA

Whitmore T C. 1975. Tropical Rainforests of the Far East. Oxford University Press, London, UK

Wilhalm T. 1996. *Clonal Growth and Fragmentation in the Alpine Tussock-forming Grass Poa alpina*. PhD. Thesis. Swiss Federal Institute of Technology, Zurich, Switzerland

Willis K G. and Garrod G D. 1992. Amenity value of forests in Great Britain and its impact on the internal rate of return from forestry. *Forestry* 65(3): 331~346

Wood C A. 1994 Ecosystem management: achieving the new land ethic. *Renewable Resources Journal* 12(Spring): 6~12

Woodward F I. 1987. *Climate and Plant Distribution*. Cambridge University Press, Cambridge, UK

Wookey P A and Ineson P. 1991. Chemical changes in decomposing forest litter in response to atmospheric sulphur dioxide. *Journal of Soil Science* 42: 615~628

Wookey P A, Robinson C H, Parsons A N, Welker J M, Callaghan T V and Lee J A. 1995. Environmental constraints on the growth, photosynthesis and reproductive development of *Dryas octopetala* at a high Arctic polar semi-desert, Svalbard. *Oecologia* 102: 478~489

World Bank. 1997. Animals under threat. *Dissemination Notes* 57. World Bank Environment Department, Washington D. C., USA

World Resources Institute. 1994. *World Resources 1994~1995. A guide to the global environment*. Oxford University Press, Oxford, UK

Wright H E, Jr Kutzbach J E, Webb T, III Ruddiman W F, Street-Perrott F A and Bartlein P J (Editors). 1993. *Global Climates since the last glacial Maximum*. University of Minnesota Press, Minneapolis, USA

参与编写的作者及通讯地址

Mike Acreman

Institute of Hydrology, Crownmarsh
Gifford, Wallingford, Oxfordshire OX10
8BB UK

Tundi Agardy

Conservation International
2501 M Street,
Washington DC 20037
USA

Gerardo Budowski

Apartado 198,
2300 Curridabat,
San Jose, COSTA RICA

Brian Drayton

Biology Department, Boston University,
Boston, MA 02215 USA

Vernon H Heywood

School of Plant Sciences, The
University of Reading, Whiteknights, PO
Box 221, Reading RG6 6AS, UK

Martin Holdgate

35 Wingate Way, Trumpington, Cam-

John H. Lawton

NERC Centre for Population Biology,
Imperial College, Silwood Park, Ascot,
SL5 7PY, UK

Edward Maltby

Royal Holloway Institute for
Environmental Research and Department
of Geography, Royal Holloway,
University of London, Huntersdale,
Callow Hill, Virginia Water GU25 4LN UK

Hillary M Masundire

Department of Biological Sciences
University of Botswana, P Bag 0022
Gaborone, BOTSWANA

Richard B. Primack

Biology Department, Boston University
Boston, MA 02215 USA

Philip C. Reid

Sir Alister Hardy Foundation for Ocean
Science The Laboratory, Citadel Hill
Plymouth, PL1 2PB UK

Krystyna M. Urbanska

Swiss Federal Institute of Technology,

bridge
CB2 2HD UK

Geobotany, Zurichbergstrasse 38,
Ch-8044 Zurich, SWITZERLAND

Brian Huntley

Environmental Research Centre,
University of Durham, Department of
Biological Sciences, South Road, Durham
DH1 3LE, UK

Antony G. Weir

Royal Holloway Institute for
Environmental Research, Royal Holloway
University of London, Huntersdale,
Callow Hill, Virginia Water GU25 4LN
UK

Phil Ineson

Soil Ecology Section, Merlewood
Research Station, Institute of Terrestrial Ecology, Grange-over-Sands,
LA11 6JU, UK

本书译者分工表

目录、前言、序等有关内容以及 1.1、1.2 节：康乐博士；

1.3~1.6 节：蒋志刚博士；

1.7 节：韩兴国博士；

1.8~1.10 节：白永飞博士；

1.11 节：黄建辉、邢雪荣博士；

2.1 节：桑卫国博士；

3.1 节：张淑敏博士；

3.2 节：苏荣辉先生；

3.3 节：戈峰博士；

3.4 节：王德华博士；

4.1 节：娄治平先生；

4.2 节：张树义、张知彬博士；

4.3 节：叶万辉、温达志、梁晓东博士；

4.4 节：潘开文博士。

校订人员分工表

目录、前言、序等有关内容，1.1~1.10, 3.3, 3.4, 4.3 节由黄建辉博士校订；2.1, 3.1, 3.2, 4.1 节由李凌浩博士校订；1.11, 4.2 节由杨亲二博士校订；4.4 节由韩兴国博士校订。

收到期	2003. 7. 24.
来源	图书馆
	25.00 元
	000353
	2003. 7. 2

中科院植物所图书馆



S0000215

000027504

58.184
447

2003.3
生态系统管理:科学与社会问题

借者单位	借者姓名	借出日期	还书日期
------	------	------	------

陈志刚 2003.3.9 日

李革 2004.1.15

58.184
447

000027504

(0-1236.0101)



ECOSYSTEM MANAGEMENT

QUESTIONS FOR SCIENCE AND SOCIETY

ISBN 7-03-011069-2

9 787030 110695 >

ISBN 7-03-011069-2

定价：25.00 元

